

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tesisenxarxa.net) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tesisenred.net) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tesisenxarxa.net) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author

Universitat Politècnica de Catalunya

**Escola Tècnica Superior d'Enginyers de
Camins, Canals i Ports de Barcelona**

Departament d'Enginyeria del Terreny, Cartogràfica i Geofísica

TESIS DOCTORAL

**RIEGO Y FERTILIZACIÓN
NITROGENADA EN MAÍZ (*Zea mays* L.):
EFECTO SOBRE EL RENDIMIENTO
DEL CULTIVO Y LA CONTAMINACIÓN
SUBTERRÁNEA POR NITRATOS**

RICARD POCH MASSEGÚ

Barcelona, Marzo de 2012

Universitat Politècnica de Catalunya

**Escola Tècnica Superior d'Enginyers de
Camins, Canals i Ports de Barcelona**

Departament d'Enginyeria del Terreny, Cartogràfica i Geofísica

TESIS DOCTORAL

**RIEGO Y FERTILIZACIÓN
NITROGENADA EN MAÍZ (*Zea mays* L.):
EFECTO SOBRE EL RENDIMIENTO
DEL CULTIVO Y LA CONTAMINACIÓN
SUBTERRÁNEA POR NITRATOS**

Tesis doctoral que presenta D. **Ricard Poch Masegú** para optar al grado de Doctor por la Universidad Politècnica de Catalunya, bajo la dirección de la Dra. **Lucila Candela Lledó**, Profesora Titular de Universidad de Hidrología Subterránea de la Universidad Politècnica de Catalunya y del Dr. **Francisco Ramírez de Cartagena Bisbe**, Profesor Titular de Universidad de Ingeniería Hidráulica de la Universitat de Girona.

Firma del doctorando:

Firma de la directora y del director de tesis:

Lucila Candela Lledó

Francisco Ramírez de Cartagena Bisbe

Fes el favor d'estar content
que, per somriure fent-nos vells,
la vida és suficient.

Manel

A la Núria.

El presente trabajo se ha realizado en el marco de una
Beca de Investigación (BR01/04) de la Universidad de Girona

También se concedió, en el marco de la convocatoria 2004,
una **Ayuda para la movilidad de investigadores de la Universidad de Girona**

Finalmente, este trabajo se ha podido realizar gracias al apoyo ofrecido por el
Grupo de Investigación en Ingeniería y Gestión del Riego de la Universidad de Girona
y la **Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia** de La Tallada de Empordà

AGRAÏMENTS

Vull agrair, en general, a totes les persones que, d'una manera o d'una altra, s'han interessat o han pres part en l'elaboració d'aquesta Tesi doctoral i que involuntàriament no cito a les línies que venen.

En primer lloc, vull agrair el suport que he rebut dels directors de la Tesi doctoral: la Dra. Lucila Candela i el Dr. Francisco Ramírez de Cartagena. Amb en Paco he treballat durant tots aquests anys més intensament per motius geogràfics i afinitat professional, principalment. D'ell he rebut sempre atenció, confiança i plena dedicació al treball, uns trets que, entre d'altres també positius, defineixen el seu tarannà personal. Amb el director i la directora de la Tesi he treballat sempre molt còmodament. Els agraeixo especialment la paciència que han tingut durant els últims anys en què no m'he pogut dedicar el temps que desitjava al present treball. Espero que mai hàgiu tingut el pensament que jo he procurat abstenir-me d'anomenar durant tot aquest temps: “no veure acabada aquesta Tesi”. Em sento content d'haver arribat fins aquí, en part, pel que a ells els correspon i mereixen de la Tesi. Gràcies.

De la meva estada per l'*Escola de Camins* de Barcelona, vull recordar a en Salvador Fabregat, en Roberto Rodríguez, a en José del Laboratori de Mecànica de Roques, a tot el personal de Secretaria i als professors de la meva fase de docència al Departament d'Enginyeria del Terreny, Cartogràfica i Geofísica de la UPC pel seu suport en alguns casos i per la comprensió general que varen tenir amb un nouvingut que venia a estudiar el Doctorat des de Girona.

A l'Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària de la Universitat de Lleida ens va cedir material pels assajos de reg en Joaquim Monserrat. També em vaig introduir al món dels codis de simulació de cultius amb el professor Josep M. Villar i la seva doctoranda d'aleshores, l'Elisenda Guillaumes. Allí també vaig establir contacte amb Francesc Ferrer qui també em va ajudar amb els seus comentaris i articles sobre el CropSyst. El Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl molt amablement també ens va cedir les seves plaques de pressió de Richards que vaig aprendre a manejar gràcies a les orientacions de la Núria i la Montse Antúnez del Laboratori de Sòls. També vull agrair el seguiment incondicional que la M. Àngela Bosch ha fet de l'evolució de la meva Tesi doctoral des que ens vàrem conèixer personalment a Montpel·lier.

Tinc un record molt bo de la meva estada de 3 mesos al Cemagref de Montpel·lier. Vull reconèixer al Cemagref com a institució la seva acceptació per fer l'estada i la seva bona acollida. Varen ser mesos molt intensos de relacions i treballs que mai se m'esborraran de la memòria. Només tinc paraules d'elogi i admiració pel meu tutor, en Jean-Claude Mailhol amb qui vaig treballar molt a gust i amb qui els dies de feina se'm feien curts. També vull recordar a Pierre Ruelle amb compartíem dubtes sobre la temàtica del treball. També, encara que no en recordo tots els noms, m'agradaria poder citar un per un als becaris de doctorat amb qui vaig compartir bàsicament despatx i dinars. A tots ells agraeixo la paciència que varen tenir en comprendre el meu incipient francès. També els felicito perquè segurament tots ells ja són Doctors consolidats des de fa anys. De les meves visites a França també vull fer una menció a l'Eric Justes de l'INRA Toulouse amb qui vàrem aprendre a comprendre i interpretar els resultats del codi LIXIM.

La llista és llarga, també, a l'Estació Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia. Allí hi vaig passar les hores més dures de la meva Tesi doctoral. Unes hores que haguessin estat extremadament dures si no hagués estat per la col·laboració i la bona sintonia que vaig tenir

(i procuro conservar) amb tot el personal. En primer lloc vull reconèixer al seu gerent, Josep M. Pagès, per la disposició a col·laborar, a cedir espais (de laboratori i de càmera frigorífica!) i material. També vull fer menció a tot l'equip de l'àrea de cultius extensius: a en Joan Serra i a en Francesc Domingo, amb qui compartia tot tipus de dubtes que a ells, segurament, els semblaven l'"abc" de l'agronomia. De tot se n'ha d'aprendre, ¿no?; a l'Albert Roselló a qui la feina, abans i ara, l'empenyia en comptes de frenar-lo i a en Jordi Salvia, el cunyat, sempre atent a que no em faltés res de res. També em varen ajudar en Joan Bonany, en Joan Isart i en Simó Alegre (IRTA-Lleida) en la instal·lació i captura de dades de contingut d'aigua en el sòl amb l'Enviroscan[®]. A en Narcís Teixidor amb qui sempre aprenies coses interessants en tots els moments que comparties amb ell. Ara que no hi és, se'l troba a faltar. Finalment m'agradaria reconèixer a tot l'equip de camp que tant em va ajudar a tirar endavant el cultiu: la Glòria, en Pere, en Josep, en Ramon, en Xavier i segur que em deixo algú. Encara que no em varen ajudar directament amb el treball que vaig desenvolupar a Mas Badia voldria citar altres persones amb qui també vaig tenir relació: en Pere Vilardell, en Josep Lluís Batllori, en Marià Vilajeliu, l'Adriana Escudero, l'Eva Gasull, el becaris i becàries i la Maria i el Jaume (els masovers).

A l'Escola Politècnica Superior de la Universitat de Girona on he treballat tots els anys dedicats de ple a la Tesi doctoral vaig comptar amb l'ajuda de la Maria Gispert i d'en Giovanni Pardini de l'Àrea d'Edafologia i Química Agrícola que sempre es varen mostrar molt atents i disposats a facilitar-me aparells, reactius i espais per les dijestions Kjeldahl. També em varen ajudar en Jaume Camps i el seu equip de laborals de l'Àrea d'Enginyeria Química i en Jaume Alemany, la Gemma Rustullet i l'Anna Moreno, tots ells del Laboratori d'Enginyeria Química Ambiental (Lequia). Gràcies a tots ells vaig poder disposar dels equips per realitzar les prop de 700 analítiques de contingut de nitrogen al sòl. Uff, una feïnada! També vull recordar a qui van ser els meus companys de feina, de despatx, durant els prop de quatre anys a la UdG: en Gerard, en Jaume, en Paco, en Lluís, en Xevi, en Joan i en Miquel; tots ells gent com cal, amb molt bon cor, i de refiar. I per acabar també vull fer menció dels alumnes de Treball Final de Carrera Joan Rocabosch, Víctor Carrión i Laura Rovira amb qui vàrem establir una relació simbiòtica en els nostres respectius treballs.

També vull deixar per escrit l'incondicional suport que tota la meva família m'ha mostrat des que vaig començar aquesta *obra de La Seu*. Als meus pares els vull agrair el seu amor incondicional i, especialment, el fet que hagin vetllat per la meva formació de petit fins que vaig poder començar a *guanyar-me les garrofes*. Als meus sogres i cunyats també els vull agrair tot el seu suport i confiança. Estic segur que tots ells estaran molt contents de saber que la feina d'anys està a punt d'arribar a port.

I finalment vull reconèixer la feina a l'*ombra* de la Núria. El seu recolzament en tot moment m'ha estat essencial per arribar fins aquí. Ella, com jo, ha sentit el pes d'aquesta feina que, amb els anys, s'ha convertit en una llosa permanent en un racó dels nostres pensaments. Sé que ha sacrificat moltes estones que haguéssim pogut dedicar a *viure la vida*. De totes maneres es pot sentir afortunada perquè ha après a fer "terra jove", que no és poc! Sento, però, que no arribaré mai a trobar les paraules que es mereix sentir per tot el que ha fet per mi; és per això que ho deixo aquí. Moltes gràcies, Núria!

RESUM

L'agricultura intensiva normalment porta associades conseqüències sobre el medi ambient. Aquest és el cas de l'àrea d'estudi de la present tesi doctoral: l'Empordà, una regió amb gran varietat de cultius intensius (fruiters, cereals, farratges,...) i amb problemes manifestos de contaminació d'aigües subterrànies per nitrats l'origen dels quals apunta, també, a les pràctiques agrícoles de la zona.

El treball realitzat s'ha centrat en el monocultiu de blat de moro per a producció de gra amb reg per superfície en solcs i amb fertilització nitrogenada mineral. En aquest marc, s'han definit com a objectius ⁽¹⁾ avaluar la influència que el reg i la fertilització nitrogenada tenen sobre la producció i l'impacte ambiental (contaminació subterrània per nitrats) i ⁽²⁾ avaluar i aplicar codis de simulació que permetin aprofundir en el coneixement del sistema de reg i el maneig del cultiu a la zona.

S'ha plantejat un assaig experimental de dos anys de durada sobre la mateixa parcel·la experimental. En ella s'han configurat cinc mòduls de reg de 8 solcs cadascun per a l'avaluació del comportament del reg. Sobre aquests mòduls s'ha sembrat blat de moro i s'han definit cinc tractaments diferents (amb tres repeticions cadascun) fruit de la interacció de tres dosis de fertilitzant mineral nitrogenat (0, 210 i 500 kg N/ha) i dos tipus de fertilitzant: convencional (amb aplicacions de fons i de cobertora) i d'alliberació gradual (amb una aplicació de fons). El maneig del cultiu s'ha realitzat segons les pràctiques habituals de la regió.

La parcel·la experimental s'ha monitoritzat i s'han pres mostres intensivament per a fer un seguiment i quantificar totes les variables que han influït en el comportament del reg i en la resposta agronòmica del cultiu als tractaments realitzats. Amb aquesta informació s'han calibrat i/o validat els codis de simulació RAIEOPT, EVASUP2, SIMRAIE, SIRMOD, LIXIM, HYDRUS i STICS.

De l'anàlisi dels resultats obtinguts, sobre el sistema de reg per superfície es conclou que: ⁽¹⁾ que el primer reg es comporta de forma molt diferent a la resta de regs de la campanya; ⁽²⁾ que les condicions del medi on es desenvolupa el reg són variables (secció transversal del solc, infiltració, compactació i rugositat del sòl) i influeixen en el comportament del reg; ⁽³⁾ que les dosis totals d'aigua aplicades no han superat en cap cas el 75% de les necessitats teòriques del cultiu; ⁽⁴⁾ que els codis de simulació que millor reflecteixen el comportament del reg observat són el RAIEOPT pel càlcul de la funció mitjana d'infiltració en solcs i el SIMRAIE per preveure les dosis d'aigua infiltrades al llarg del solc de reg; i ⁽⁵⁾ que, en les condicions experimentades, els perfils de les dosis d'aigua infiltrades al llarg dels solcs són pràcticament horitzontals.

En quant a la resposta del cultiu als escenaris experimentals realitzats es conclou que: ⁽¹⁾ el tractament sense aportació de fertilitzant nitrogenat té un rendiment en producció de gra de prop del 40% menor que la resta de tractaments; ⁽²⁾ no s'observen diferències en els índexs de rendiment del cultiu entre els tractaments amb alguna aportació de fertilitzant mineral nitrogenat; ⁽³⁾ les pèrdues de nitrogen per lixiviació van associades a períodes de drenatge i són proporcionals al nitrogen present en el sòl a l'inici d'aquests períodes; i ⁽⁴⁾ no s'ha produït drenatge durant els períodes de reg assajats.

Finalment, sobre la simulació del sistema sòl-planta-atmòsfera amb el codi STICS es conclou que: ⁽¹⁾ STICS és una eina útil de simulació del sistema agrícola en escenaris amb i

sense cultiu; i ⁽²⁾ STICS tendeix a sobreestimar els risc de lixiviació de nitrats observat en parcel·la.

Paraules clau: reg per superfície, blat de moro, fertilització, nitrogen, lixiviació, RAIEOPT, SIMRAIE, STICS, HYDRUS.

RESUMEN

La agricultura intensiva a menudo lleva asociadas consecuencias sobre el medio ambiente. Este es el caso del área de estudio de la presente tesis doctoral: el Empordà, una región con gran variedad de cultivos intensivos (frutales, cereales, forrajes,...) y con problemas manifiestos de contaminación de aguas subterráneas por nitratos cuyo origen apunta, también, a las prácticas agrícolas de la zona.

El trabajo se ha centrado en el monocultivo de maíz en grano con riego por superficie en surcos y con fertilización nitrogenada mineral. En este marco, se han definido como objetivos ⁽¹⁾ evaluar la influencia que el riego y la fertilización nitrogenada tienen sobre la producción y el impacto ambiental (contaminación subterránea por nitratos) y ⁽²⁾ evaluar y aplicar códigos de simulación que permitan profundizar en el conocimiento del sistema de riego y el manejo del cultivo en la zona.

Se ha planteado un ensayo experimental de dos años de duración sobre la misma parcela experimental. En ella se han configurado cinco módulos de riego por superficie de 8 surcos cada uno para la evaluación del comportamiento del riego. Sobre estos módulos se ha sembrado maíz y se han definido cinco tratamientos diferentes (con tres repeticiones cada uno) fruto de la interacción de tres dosis de fertilizante mineral nitrogenado (0, 210 y 500 kg N/ha) y dos tipos de fertilizante: convencional (con aplicaciones en fondo y en cobertera) y de liberación gradual (con aplicación en fondo únicamente). El manejo del cultivo del maíz se ha realizado según las prácticas habituales en la región de estudio.

La parcela experimental se ha monitorizado y se han tomado muestras intensivamente para hacer un seguimiento y cuantificar todas las variables que han influido en el comportamiento del riego y en la respuesta del cultivo a los tratamientos realizados. Con esta información se ha calibrado y/o validado los códigos de simulación RAIEOPT, EVASUP2, SIMRAIE, SIRMOD, HYDRUS y STICS.

Del análisis de los resultados obtenidos, sobre el sistema de riego se concluye que: ⁽¹⁾ el primer riego se comporta de forma muy diferente al resto de riegos de la campaña; ⁽²⁾ las condiciones del medio donde se desarrolla el riego son variables (sección transversal del surco, infiltración, compactación y rugosidad del suelo) e influyen en el comportamiento del riego; ⁽³⁾ las dosis totales de agua aplicadas no han superado en ningún caso el 75% de las necesidades teóricas del cultivo; ⁽⁴⁾ los códigos de simulación que mejor reflejan en comportamiento del riego observado son RAIEOPT para el cálculo de la función media de infiltración y el SIMRAIE para estimar las dosis de agua infiltradas a lo largo del surco; y ⁽⁵⁾, en las condiciones experimentadas, los perfiles de las dosis de agua infiltradas a lo largo de los surcos son prácticamente horizontales.

En cuanto a la respuesta del cultivo a los escenarios experimentales ensayados se concluye que: ⁽¹⁾ el tratamiento sin aporte de fertilizante nitrogenado tiene un rendimiento en producción de grano un 40% menor que el resto de tratamientos; ⁽²⁾ no se observan diferencias en los índices de rendimiento del cultivo entre los tratamientos con alguna aportación de fertilizante mineral nitrogenado; ⁽³⁾ las pérdidas de nitrógeno por lixiviación van asociadas a períodos de drenaje y son proporcionales al nitrógeno presente en el suelo al inicio de estos períodos; y ⁽⁴⁾ no se ha producido drenaje durante los períodos de riego ensayados.

Finalmente, sobre la simulación del sistema suelo-planta-atmósfera con el código STICS se concluye que: ⁽¹⁾ STICS es una herramienta útil de simulación del sistema agrícola en

escenarios con y sin cultivo; y ⁽²⁾ STICS tiende a sobreestimar los riesgos de lixiviación de nitratos observados en parcela.

Palabras clave: riego por superficie, maíz, fertilización, nitrógeno, lixiviación, RAIEOPT, SIMRAIE, STICS, HYDRUS.

SUMMARY

Intensive farming often leads environmental consequences. This is the case of the study area of this thesis: the Empordà, a region with a variety of intensive crops (fruits, cereals, forage,...) and manifest problems of groundwater pollution by nitrates whose origin points also to agricultural practices in the area.

The work has focused on monoculture production of corn for grain with furrow irrigation and mineral nitrogen fertilization. Within this framework, objectives have been defined as: ⁽¹⁾ to evaluate the influence that irrigation and nitrogen fertilization have on production and environmental impacts (groundwater pollution by nitrates), and ⁽²⁾ to evaluate and implement simulation codes to deepen knowledge of irrigation and crop management in the area.

It has been defined an experimental test of two years on the same plot where five modules -with eight furrows each- of surface irrigation has been set for evaluating performance irrigation. On these modules has been sown corn and defined five different treatments - with three replicates each- resulting from the interaction of three doses of mineral nitrogen fertilizer (0, 210, and 500 kg N/ha) and two types of fertilizer: conventional (with two applications) and low release (with one application). The corn crop management was carried out according to standard practices in the study area.

The experimental plot has been intensively monitored and sampled for monitoring and for quantifying all the variables that have influenced the behavior of irrigation and crop response to the treatments done. This information has also been used for to calibrate and/or to validate the RAIEOPT, EVASUP2, SIMRAIE, SIRMOD, HYDRUS, and STICS codes.

The conclusions drawn from the results obtained on the irrigation system are: ⁽¹⁾ first irrigation behaves very differently from other irrigations of the campaign, ⁽²⁾ the environment conditions where irrigation is developed are variable (furrow cross section, infiltration, soil compactation, and surface roughness) and influence on the behavior of irrigation, ⁽³⁾ the total dose of applied water did not exceed in any case 75% of the theoretical needs of the crop, ⁽⁴⁾ the simulation codes that best reflect observed irrigation behavior are RAIEOPT for calculating the average infiltration function and SIMRAIE for estimating doses of water infiltrated along the furrow, and ⁽⁵⁾ in the conditions experienced, the dose profiles of the infiltrated water along the furrows are practically flat.

In terms of crop response to experimental scenarios tested is concluded that: ⁽¹⁾ treatment with no application of nitrogen fertilizer has a grain yield of about 40% lower than the other treatments, ⁽²⁾ there are no differences in crop yield rates on treatments with some application of mineral fertilizer nitrogen, ⁽³⁾ the nitrogen leaching losses are associated with periods of drainage and are proportional to soil nitrogen content at the beginning of these periods, and ⁽⁴⁾ there has been no drainage during the two irrigation periods tested.

Finally, on the simulation of soil-plant-atmosphere with STICS code is concluded that: ⁽¹⁾ STICS is a useful tool for simulating the agricultural system in scenarios with and without crops, and ⁽²⁾ STICS tends to overestimate the risk of nitrate leaching observed in plot.

Keywords: furrow irrigation, maize, fertilizer, nitrogen, leaching, RAIEOPT, SIMRAIE, STICS, HYDRUS.

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1. INTRODUCCIÓN.....	3
1.2. ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	5
CAPÍTULO II. OBJETIVOS GENERALES.....	7
CAPÍTULO III. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	11
3.1. EL AGUA Y EL NITRÓGENO EN EL MEDIO AMBIENTE	21
3.2. PROCESOS DE TRANSFERENCIA DE AGUA Y NITRATOS EN CULTIVOS DE REGADÍO	29
3.3. PRÁCTICAS CULTURALES.....	49
3.4. MODELACIÓN	69
3.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	99
CAPÍTULO IV. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL.....	121
4.1. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL MARCO EXPERIMENTAL.....	129
4.2. DISEÑO EXPERIMENTAL.....	134
4.3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	139
4.4. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	166
CAPÍTULO V. COMPORTAMIENTO Y SIMULACIÓN DEL RIEGO POR SUPERFICIE EN SURCOS.....	171
5.1. INTRODUCCIÓN.....	181
5.2. OBJETIVOS	182
5.3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	183
5.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. ANÁLISIS DE LAS VARIABLES DEL RIEGO POR SUPERFICIE.....	188
5.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. SIMULACIÓN DEL RIEGO POR SUPERFICIE EN SURCOS.....	215
5.6. CONCLUSIONES	231
5.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	235

CAPÍTULO VI. DINÁMICA Y SIMULACIÓN DE AGUA Y NITRATOS EN CULTIVO DE MAÍZ.....	237
6.1. INTRODUCCIÓN.....	249
6.2. OBJETIVOS.....	250
6.3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	251
6.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. EVALUACIÓN AGRONÓMICA DEL CULTIVO DE MAÍZ.....	259
6.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. SIMULACIÓN DEL CULTIVO DE MAÍZ.....	294
6.6. CONCLUSIONES.....	317
6.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	321
CAPÍTULO VII. CONCLUSIONES GENERALES E INVESTIGACIONES FUTURAS.....	325
7.1. CONCLUSIONES GENERALES.....	327
7.2. INVESTIGACIONES FUTURAS.....	329
CAPÍTULO VIII. ANEJOS.....	331
8.1. CLASES TEXTURALES DE LA PARCELA EXPERIMENTAL.....	337
8.2. CONTENIDOS CARACTERÍSTICOS DE AGUA EN SUELO DE LA PARCELA EXPERIMENTAL.....	339
8.3. ÍNDICES DE RENDIMIENTO DEL MAÍZ.....	341
8.4. CONTENIDO DE NITRÓGENO EN EL SUELO (CNS).....	343
8.5. BALANCE DE NITRÓGENO DEL SUELO.....	345
8.6. CONTENIDO DE AGUA EN EL SUELO (CAS).....	369
8.7. REGISTROS CLIMÁTICOS EN LA PARCELA EXPERIMENTAL.....	373
8.8. PARÁMETROS DE SIMULACIÓN DE LOS ESCENARIOS EXPERIMENTALES CON EL CÓDIGO STICS.....	389

CAPÍTULO I.

INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. INTRODUCCIÓN

A menudo se habla del papel que tiene la agricultura, la ganadería o la silvicultura para el mantenimiento del paisaje o de la población en el medio rural. Son, sin duda, dos aspectos muy relevantes a nivel estratégico que justifican el hecho de mantener las actividades agrícolas y ganaderas en un territorio. Sin embargo, para las familias o empresas cuya actividad principal es la agraria, sus prioridades, además posiblemente de las anteriormente citadas, son el de mantener sus rentas. Para ello es habitual que en el medio rural se trabaje con el objetivo de obtener la máxima producción para aumentar, así, las rentas de las explotaciones.

La maximización de la producción o la productividad lleva asociada la intensificación de las prácticas agrícolas. En el caso de los cultivos extensivos (p.e. el maíz) la intensificación, ya en las últimas décadas, pasó por la aplicación de fertilizante, mecanización de las tareas del campo, uso de herbicidas y fitosanitarios o la mejora genética del material vegetal. Esta intensificación ha llevado asociada, también, sus consecuencias sobre el medio ambiente. Casos como la pérdida de biodiversidad genética, la reducción de poblaciones de fauna auxiliar o la contaminación de masas de agua por materias activas presentes en fitosanitarios, herbicidas o fertilizantes minerales u orgánicos, se han ido demostrando y denunciando a medida que la intensificación de la agricultura u otro tipo de actividades se han ido implantando y desarrollando en el medio.

Esta es la situación de la que parte el planteamiento del presente trabajo. Ante el hecho de una importante actividad agraria en el territorio vinculado en algunas ocasiones a problemas medioambientales, se propone una investigación que ha de mejorar el conocimiento que se tiene actualmente sobre las prácticas agrícolas que se realizan y sus efectos sobre el medio ambiente.

El trabajo se ubica en el área del Empordà, en el noreste de la península ibérica. Es un mosaico de espacios que incluye actividades agropecuarias, industriales, turísticas o de protección del medio natural. La actividad agropecuaria combina actividades ganaderas y agrícolas. Entre estas últimas destacan los cultivos arbóreos intensivos (manzana, pera o melocotón) y los cultivos extensivos (cereales y forrajes principalmente). Estudios sobre la calidad de las aguas subterráneas en la región han evidenciado una contaminación por nitratos del acuífero del subsuelo de la llanura fluvio-deltaica del río Ter. El origen de esta contaminación apunta tanto a fuentes de contaminación puntual (vertidos industriales o de deyecciones ganaderas) como a fuentes de contaminación difusa (sobrefertilización de campos agrícolas con purines o fertilización mineral).

El estudio realizado se centra en el cultivo de maíz en verano, para producción de grano. Este cultivo, por su elevada producción de biomasa, requiere a su vez una cantidad elevada de aportaciones suplementarias de fertilizante para el mantenimiento de los niveles de producción un año tras otro. Además, requiere altas dosis de agua para su crecimiento que se aportan mediante riego. El sistema de riego más extendido en el área de estudio para cultivos extensivos como el maíz es el riego por superficie en tablares y en surcos. Este sistema de riego se asocia, en general, a bajas eficiencias de riego. Esta característica, a menudo, lo señala como el principal factor que provoca la contaminación por nitratos de los acuíferos del subsuelo. Se le atribuyen altas pérdidas de agua por debajo del perfil de suelo explorado por las raíces del cultivo. Esta agua de drenaje hacia capas profundas lleva disueltas moléculas de nitrato que son las causantes de la contaminación por acumulación en las masas de agua del subsuelo.

La gestión de un cultivo con altas exigencias en agua y nitrógeno como es el maíz ha llevado a diseñar la experiencia central del presente trabajo. Una experiencia orientada a disponer de resultados sobre el efecto que el riego -de baja eficiencia- y la fertilización nitrogenada en maíz tienen sobre su producción (estrechamente vinculada con la renta del cultivo) y su efecto sobre el medio ambiente (por su posible implicación en fenómenos de lixiviación de nitratos).

Para todo ello, se llevó a cabo una experiencia en la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia situada en el municipio de La Tallada de Empordà durante dos años de cultivo (campañas 2003 y 2004). Se realizó un seguimiento del comportamiento del riego por superficie en surcos y la evolución de las principales variables que le afectan. También se plantearon diferentes escenarios de fertilización mineral nitrogenada combinando dosis de 0, 210 y 500 kg N/ha·año y tipos de fertilizante mineral nitrogenado: fertilizante convencional (sulfato amónico en fondo y nitrato amónico en cobertera) y fertilizante de liberación gradual (ENTEC 26[®] en fondo). Las experiencias anteriores se diseñaron con el propósito que reflejaran las prácticas habituales de riego y fertilización nitrogenada mineral en maíz de la zona. Así, la gestión del riego o el itinerario técnico del cultivo se realizó según lo harían supuestamente los agricultores de la zona.

En el presente trabajo se ha realizado una medición prácticamente continua -durante todo el año- de la evolución de las principales variables del suelo, del riego, del cultivo y del agua y el nitrógeno en el suelo. La monitorización de las variables ha sido exigente debido al interés que se tenía en la puesta a punto de métodos o herramientas de simulación. El valor de este tipo de métodos o herramientas predictivas es la posibilidad de conocer en detalle y en futuros escenarios información del comportamiento del riego, del cultivo o del agua y/o el nitrógeno en el suelo.

Otro propósito general del presente trabajo ha sido la puesta a punto de códigos de simulación que ofrezcan nuevas posibilidades de estudio para la comunidad científica que trabaja en la zona y, en consecuencia, para el sector agrícola de ésta dada la importancia económica de este tipo de cultivo y su posible efecto medioambiental en la región. Nunca antes se ha desarrollado la puesta a punto de una herramienta de simulación para el caso genérico de un cultivo altamente exigente en agua y nitrógeno en el área del Empordà. Ante el supuesto -casi universal- que ninguna investigación aporta la solución general y definitiva a un problema, el presente trabajo pretende establecer las bases de conocimiento para futuros desarrollos en otros cultivos, prácticas agronómicas o técnicas de riego.

En relación a los códigos utilizados en el presente trabajo, éstos han sido específicos según los procesos a simular. Por un lado, se han utilizado los códigos SIRMOD y SIMRAIE para la simulación de los eventos de riego por superficie. Estos códigos se han complementado con los códigos RAEIOPT o EVASUP2 para la estimación de los parámetros de las funciones de infiltración. Por otro lado, se han simulado las interacciones del sistema agrícola suelo-planta-atmósfera con el código STICS que, a su vez, también se ha complementado con los códigos LIXIM e HYDRUS-1D.

Los resultados, argumentos y conclusiones presentados en las hojas que siguen pretenden mejorar el conocimiento que las prácticas como el riego y la fertilización de un cultivo tienen sobre el mismo rendimiento del cultivo y sobre su efecto sobre el medio ambiente. Para ello se ha centrado el ámbito de trabajo en el cultivo de maíz con riego por superficie en surcos en condiciones de manejo habituales del área del Empordà. Además, se ha investigado en la puesta a punto de métodos o herramientas de simulación con el propósito de dar un nuevo empuje en los métodos habituales de investigación agrícola en la zona.

1.2. ESTRUCTURA DE LA TESIS

Los contenidos de la tesis doctoral se estructuran en capítulos. En el presente capítulo ([Capítulo I](#)) se realiza una introducción, de un ámbito general a un nivel más particular, de la realidad agronómica y sus posibles efectos medioambientales del cultivo del maíz en el área estudiada, el Empordà.

Centrado el ámbito de estudio, en el [Capítulo II](#), se definen los objetivos generales de la tesis doctoral. En este punto se apuntan los principales temas que se desarrollan: el riego por superficie y la fertilización nitrogenada en maíz y como, en cada tema, se analizan los resultados experimentales y se evalúa la aptitud de distintos códigos de simulación. En base a estos objetivos generales se define la experimentación y la posterior elaboración de resultados del conjunto del trabajo.

En el [Capítulo III](#) se realiza una revisión bibliográfica de los principales aspectos que trata la tesis doctoral: el agua, el nitrógeno, los procesos de transferencia de agua y solutos en el suelo, las prácticas culturales, la modelación del riego y de los sistemas agrícolas... En cada uno de estos apartados se parte de un nivel genérico hasta profundizar en las prácticas, procesos o códigos de simulación utilizados para la presente tesis.

En el [Capítulo IV](#) se describe el medio y la metodología experimental seguida en el conjunto del trabajo: la configuración del ensayo experimental y el conjunto de medidas tomadas a lo largo de los años de experimentación. Se cita qué materiales se han utilizado y qué fórmulas o métodos de estimación se han utilizado para las medidas o los resultados.

En el [Capítulo V](#) sobre “Comportamiento y simulación del riego por superficie en surcos” se exponen los primeros resultados del trabajo entorno al riego por superficie. Tras una breve introducción a la temática que se aborda en el capítulo, seguidamente se definen los objetivos específicos y los materiales y medidas utilizados en éste. Posteriormente se presentan los resultados -y su discusión- relativos al análisis del comportamiento observado y la simulación del riego por superficie. Finalmente se apuntan las conclusiones parciales del capítulo.

Una estructura similar tiene el [Capítulo VI](#) sobre “Dinámica y simulación de agua y nitratos en cultivo de maíz” donde después de una introducción específica para los contenidos que desarrolla el capítulo, se relacionan los objetivos del capítulo y un resumen de los materiales y medidas utilizadas para llevarlo a cabo. Seguidamente se exponen los resultados obtenidos -y su discusión- sobre, por un lado, la caracterización del suelo y la respuesta del cultivo a los tratamientos experimentales, por otro lado, la modelización del cultivo, el agua y el nitrógeno en períodos de cultivo y períodos sin cultivo. Finalmente, se exponen las conclusiones parciales del capítulo.

En el [Capítulo VII](#) se enumeran las conclusiones generales derivadas del trabajo realizado en esta tesis doctoral y se proponen posibles nuevas líneas de investigación en relación al ámbito de trabajo desarrollado.

Finalmente, el [Capítulo VIII](#) incluye los anejos de la tesis doctoral en los que se relacionan los datos y los resultados considerados de interés para el presente trabajo pero que no se ha considerado adecuado incluir en los respectivos apartados de resultados.

CAPÍTULO II.

OBJETIVOS GENERALES

Objetivos estratégicos:

- A.** Evaluar la influencia que el agua y el nitrógeno tienen sobre un cultivo de maíz (producción y aspectos ambientales) conducido según las prácticas habituales del área agrícola del Empordà.

- B.** Evaluar y aplicar herramientas de simulación del riego y del cultivo que permitan profundizar en el conocimiento de las causas y consecuencias del comportamiento agronómico del maíz con riego por superficie en surcos.

Objetivos específicos:

- I.** Describir y evaluar las principales variables que influyen en el comportamiento de un riego por superficie en surcos.

- II.** Calibrar y validar códigos de simulación que permitan predecir el comportamiento del riego por superficie en surcos.

- III.** Determinar las funciones de infiltración y las dosis de agua infiltrada en una parcela a partir del comportamiento de riego observado y los códigos de simulación adoptados.

- IV.** Describir el suelo y cuantificar la respuesta agronómica del maíz a diferentes tipos y dosis de fertilizante mineral nitrogenado.

- V.** Calibrar y validar un código de simulación del sistema suelo-planta-atmósfera para el cultivo de maíz bajo condiciones de manejo habituales de la zona de estudio.

- VI.** Predecir y simular los riesgos de lixiviación de nitratos en monocultivo de maíz.

CAPÍTULO III.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

ÍNDICE del CAPÍTULO III

3.1. EL AGUA Y EL NITRÓGENO EN EL MEDIO AMBIENTE	21
3.1.1. EL AGUA.....	21
3.1.1.1. El ciclo hidrológico	21
3.1.1.2. Las aguas subterráneas, un recurso a conservar y a gestionar	22
3.1.1.3. Uso del agua en la agricultura.....	23
3.1.2. EL NITRÓGENO.....	24
3.1.2.1. Ciclo del nitrógeno.....	24
3.1.2.2. Problemática del nitrógeno en la agricultura.....	26
3.1.2.3. Marco legal.....	27
3.2. PROCESOS DE TRANSFERENCIA DE AGUA Y NITRATOS EN CULTIVOS DE REGADÍO.....	29
3.2.1. ECUACIONES FUNDAMENTALES DE FLUJO DEL AGUA	29
3.2.1.1. Ecuación de conservación de la masa	29
3.2.1.2. Ley de Darcy	29
3.2.1.3. Ecuación de Richards	30
3.2.1.4. Relaciones constitutivas de la ecuación de Richards.....	31
3.2.1.4.1. <i>Curva característica del suelo</i>	31
3.2.1.4.2. <i>Conductividad hidráulica insaturada</i>	33
3.2.1.4.3. <i>Funciones de edafotransferencia</i>	34
3.2.2. BALANCE HÍDRICO EN UN SUELO AGRÍCOLA	34
3.2.2.1. Balance hídrico medido en campo.....	34
3.2.2.2. Balance hídrico según el concepto de reserva útil.....	37
3.2.3. ECUACIONES FUNDAMENTALES DEL TRANSPORTE DE NITRATO	38
3.2.3.1. Ecuación de conservación de la masa	38
3.2.3.2. Fenómenos de transporte	38
3.2.3.3. Flujo del ión nitrato en el suelo.....	40
3.2.3.4. Ecuación de advección-dispersión	40
3.2.4. BALANCE DE NITRÓGENO EN SUELOS AGRÍCOLAS	40
3.2.4.1. Aportes	41
3.2.4.2. Transformaciones.....	42
3.2.4.3. Pérdidas	44
3.3. PRÁCTICAS CULTURALES.....	49
3.3.1. LA PLANTA: EL MAÍZ	49
3.3.1.1. Importancia productiva.....	49
3.3.1.2. Morfología, crecimiento y desarrollo	50
3.3.1.3. Necesidades de agua	53
3.3.2. EL RIEGO	54
3.3.2.1. La práctica del riego por superficie en surcos.....	55
3.3.2.1.1. <i>Fases del riego por superficie</i>	55
3.3.2.1.2. <i>Variables que condicionan el comportamiento del riego por superficie</i>	56
3.3.2.2. Índices de calidad del riego.....	58
3.3.3. LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA.....	61
3.3.3.1. Requerimientos nutricionales	61
3.3.3.2. Diagnóstico de la fertilización nitrogenada	62
3.3.4. OTRAS LABORES.....	67
3.4. MODELACIÓN	69

3.4.1. MODELACIÓN DEL RIEGO POR SUPERFICIE.....	69
3.4.1.1. Ecuaciones fundamentales	70
3.4.1.1.1. Ecuación de flujo superficial.....	70
3.4.1.1.2. Ecuaciones del flujo subsuperficial.....	70
3.4.1.2. Modelos de simulación del riego por superficie.....	70
3.4.1.2.1. Modelo completo.....	71
3.4.1.2.2. Modelo hidrodinámico.....	71
3.4.1.2.3. Modelo de inercia nula	71
3.4.1.2.4. Modelo de onda cinemática.....	71
3.4.1.2.5. Modelo de balance de volumen	72
3.4.1.3. Códigos de simulación del riego por superficie.....	74
3.4.1.3.1. El código SIMRAIE.....	75
3.4.1.3.2. El código SIRMOD.....	77
3.4.1.4. La infiltración en el riego por superficie.....	78
3.4.1.4.1. Tipos de funciones de infiltración.....	79
3.4.1.4.2. Métodos de determinación de las funciones de infiltración	80
3.4.1.4.3. Códigos para la determinación de las funciones de infiltración	82
3.4.2. MODELACIÓN DE SISTEMAS AGRÍCOLAS.....	85
3.4.2.1. Modelos integrados de simulación de un sistema agrícola.....	86
3.4.2.2. Tipos de modelos de simulación de un sistema agrícola.....	87
3.4.2.3. Componentes de un código integrado de simulación agrícola.....	89
3.4.2.4. El código STICS (Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard)	90
3.4.2.4.1. Generalidades del código STICS	91
3.4.2.4.2. Estructura del código STICS	91
3.4.2.5. El código HYDRUS-1D.....	92
3.4.3. CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE CÓDIGOS DE SIMULACIÓN	93
3.4.3.1. Concepto de calibración y validación.....	93
3.4.3.2. Índices de calibración y validación	93
3.4.3.2.1. Estadísticos de calibración y validación	94
3.4.3.3. Metodologías de calibración y validación.....	97
3.4.3.4. Análisis de sensibilidad.....	98
3.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	99

ÍNDICE de TABLAS

Tabla III 1. Principales afecciones a las aguas subterráneas derivadas de su uso intensivo o de su contaminación. (Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de López-Geta <i>et al.</i> (2001))	23
Tabla III 2. Producción, superficie y rendimiento medio del cultivo del maíz para los principales países productores a nivel mundial el año 2008. (Fuente: FAO (2011b)).....	49
Tabla III 3. Estadios fenológicos (vegetativos y reproductivos) de la planta de maíz. (Fuente: Ritchie <i>et al.</i> (1993)).....	51
Tabla III 4. Requerimientos y extracción en grano de nutrientes para la producción de una tonelada de grano de maíz. (Fuente: García (2005)).....	62
Tabla III 5. Rango de valores de longitud capilar (λ_c), en cm, en función de la textura del suelo. (Fuente: White y Sully (1987)).....	76
Tabla III 6. Principales funciones de infiltración (*).	79
Tabla III 7. Métodos de predicción de la función de infiltración ponderada de un suelo.....	81
Tabla III 8. Aportaciones al estudio de subsistemas en el cultivo del maíz (ordenadas alfabéticamente por autores). (Fuente: Elaboración propia).....	87
Tabla III 9. Principales códigos de simulación de cultivos existentes a nivel mundial (ordenados alfabéticamente). (Fuente: Elaboración propia)	88
Tabla III 10. Datos de entrada y de salida requeridos y aportados por la mayoría de modelos de simulación de sistemas agrícolas. (Fuente: Jame y Cutforth (1996)).....	90
Tabla III 11. Metodologías de calibración y validación de códigos de sistemas agrícolas. (Fuente: Adaptación personal a partir de Braga (1997))	94

ÍNDICE de FIGURAS

Figura III 1. Esquema del ciclo hidrogeológico (a) en estado natural y el mismo (b) afectado por la actividad del hombre. (Fuente: López-Geta <i>et al.</i> (2001)).....	21
Figura III 2. Evolución de la superficie regada según los tipos de riego en España durante el período 2003-2010. (Fuente: MARM (2010)).....	24
Figura III 3. Ciclo del nitrógeno en el suelo. (Fuente: Stevenson (1982)).....	25
Figura III 4. Evolución de los problemas de calidad del agua en el tiempo; incremento de escala en la contaminación de las aguas por nitratos. (Adaptado de Heathwaite <i>et al.</i> (1993)).....	27
Figura III 5. Dependencia entre la conductividad hidráulica insaturada (K) con (a) el potencial de presión del agua del suelo (b_p) o (b) el contenido de agua en el suelo (θ).	30
Figura III 6. Curva de retención de agua de un suelo de textura franco-arenosa ajustada a la ecuación de van Genuchten (1980) ($\theta_{r_{res}} = 0,04 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$; $\theta_{r_{sat}} = 0,39 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$; $a = 0,027$; $m = 0,31$ y $n' = 1,45$). (Fuente: Arbat (2005)).....	32
Figura III 7. Componentes del balance hídrico medido en campo.....	35
Figura III 8. Intervalos de contenido de agua característicos de un suelo agrícola.....	37
Figura III 9. Incidencia de la relación C/N sobre la variación de las fracciones de N inorgánico y N inmovilizado de un suelo agrícola justo después de (a) no aportar materia orgánica; (b) aportar residuos de cosecha con baja relación C/N y (c) aportar residuos de cosecha con alta relación C/N. (Fuente: Elaboración propia).....	43
Figura III 10. Evolución de las extracciones de nitrógeno de las diferentes partes del cultivo del maíz. (Adaptado de Ritchie <i>et al.</i> (1993)).....	45
Figura III 11. Identificación de las partes de la planta y la mazorca del maíz. (Adaptado de Ritchie <i>et al.</i> (1993)).....	51
Figura III 12. Grados-día acumulados (GDA) por una misma variedad de maíz en campañas de cultivo distintas según sus condiciones climáticas: cálida y más fresca. (Fuente: Elaboración propia).....	52
Figura III 13: Tasa de consumo de agua en maíz según sus fases de desarrollo. (Adaptado de Rogers (1994))	53
Figura III 14. Representación de las fases de un riego por superficie en surcos.....	56
Figura III 15. Diagrama de infiltración de agua e identificación de dosis de riego para un evento de un riego por superficie.....	59
Figura III 16. Posibles situaciones de distribución en profundidad de agua en un surco cerrado después de un evento de riego.....	61
Figura III 17. Metodologías de diagnóstico para evaluar la nutrición del cultivo de maíz desde pre-siembra a cosecha. (Adaptado de García (2005))	63
Figura III 18. Medidor del índice de verdor Minolta SPAD 502®.	65
Figura III 19. Hoja de parcela para la recomendación de la fertilización N del servicio FARMSTAR elaborada a partir de imágenes de satélite. (Fuente: Infoterra (2011))	67
Figura III 20. Principales barrenadores del maíz. (a) Adultos de <i>Ostrinia nubilalis</i> y (b) pupa y adultos de <i>Sesamia nonagroides</i>	67

Figura III 21. Esquema de definición de la fase de avance de un riego por superficie (manta, tablares o surcos) con sus variables más representativas.	72
Figura III 22. Diagrama de la aproximación directa al modelo mediante el código SIMRAIE.....	77
Figura III 23. Definición de los parámetros de la sección transversal del surco para el código SIRMOD.	78
Figura III 24. Diagrama de la aproximación inversa del modelo mediante el código RAIEOPT.	84
Figura III 25. Relación de los módulos en que se estructura el modelo STICS. (Fuente: Brisson (2002))	92

NOTACIÓN

a	exponente función infiltración de Kostiakov	<i>adimensional</i>	-
a'	parámetro de ajuste, ecuación [III.13] y [III.15]	<i>adimensional</i>	-
A	área del flujo	L^2	m^2
A_{med}	área del flujo media	L^2	m^2
A_R	pendiente de una recta	<i>adimensional</i>	-
A_T	transmisividad del suelo	L/T	mm/min
A_0	área del flujo a la cabecera del surco	L^2	m^2
A_1	parámetro intermedio resolución, ecuación [III.69]	<i>adimensional</i>	-
AC	ascenso capilar	L/T	$mm/día$
b	parámetro de ajuste, ecuación [III.13]	<i>adimensional</i>	-
b_{WP}	parámetro de ajuste, ecuación [III.68]	<i>adimensional</i>	-
B	parámetro función infiltración de Horton	L^3/L	l/m
B_R	intercepción de una recta	-	-
B_1	parámetro intermedio resolución, ecuación [III.69]	<i>adimensional</i>	-
c	constante empírica, ecuación [III.12]	L^{-1}	cm^{-1}
C	concentración de soluto en el suelo	M/L^3	g/cm^3
C_s	parámetro función infiltración de Horton	$L^3/L \cdot T$	$l/m \cdot min$
C_W	capacidad específica del agua	L^{-1}	cm^{-1}
CD_{ef}	coeficiente de déficit	<i>adimensional</i>	%
d	índice de concordancia	<i>adimensional</i>	-
d'	índice de concordancia modificado	<i>adimensional</i>	-
D	drenaje	L/T	$mm/día$
D_d	coeficiente de difusión molecular	L^2/T	$cm^2/día$
D_e	coeficiente efectivo de dispersión-difusión	L^2/T	$cm^2/día$
D_h	coeficiente de dispersión hidrodinámica	L^2/T	$cm^2/día$
D_m	coeficiente binario de difusión molecular	L^2/T	$cm^2/día$
D_W	difusividad del agua del suelo	L^2/T	$cm^2/día$
EA	eficiencia de aplicación	<i>adimensional</i>	%
EA_{global}	eficiencia de aplicación global	<i>adimensional</i>	%
EA_{lm}	eficiencia de almacenaje	<i>adimensional</i>	%
EF	eficiencia del modelo	<i>adimensional</i>	-
EF'	eficiencia del modelo modificada	<i>adimensional</i>	-
ENC	extracciones de nitrógeno cultivo	M/L^2	kg/ha
ET_{max}	evapotranspiración máxima del cultivo	L/T	$mm/día$
ET_r	evapotranspiración real del cultivo	L/T	$mm/día$
ET_0	evapotranspiración de referencia	L/T	$mm/día$
f_0	tasa de infiltración estabilizada de Kostiakov-Lewis	L/T	mm/min
g	aceleración de la gravedad	L/T^2	m/s^2
GDA	grados-día acumulados	θ	$^{\circ}C$
h_a	potencial de entrada de aire al suelo	L	cm
h_p	potencial de presión	L	cm
H	potencial hidráulico	L	cm
IE	índice de escorrentía	<i>adimensional</i>	%
IP	índice de percolación profunda	<i>adimensional</i>	%
J_s	flujo másico de soluto	$M/L^2 \cdot T$	$g/cm^2 \cdot día$
J_{sc}	flujo convectivo de soluto	$M/L^2 \cdot T$	$g/cm^2 \cdot día$
J_{sd}	flujo de difusión molecular de soluto	$M/L^2 \cdot T$	$g/cm^2 \cdot día$
J_{sb}	flujo de dispersión hidrodinámica de soluto	$M/L^2 \cdot T$	$g/cm^2 \cdot día$
J_W	flujo de agua	L/T	$cm/día$
k	constante función infiltración de Kostiakov	L/T^a	mm/min^a
k_c	coeficiente cultural de un cultivo	<i>adimensional</i>	-

K	conductividad hidráulica insaturada	L/T	cm/día
K_s	conductividad hidráulica saturada	L/T	cm/día
l	longitud de la columna de suelo, ecuación [III.2]	L	cm
L_f	espesor del perfil saturado del suelo	L	cm
m	parámetro de ajuste, ecuación [III.11]	<i>adimensional</i>	-
MAE	error medio absoluto	-	-
MD	desviación media	-	-
n	coeficiente de rugosidad de Manning	<i>adimensional</i>	-
n'	parámetro de ajuste, ecuación [III.11]	<i>adimensional</i>	-
N_{desnit}	pérdidas de nitrógeno por desnitrificación	M/L^2	kg/ha
N_{fert}	aporte de nitrógeno con fertilizantes	M/L^2	kg/ha
N_{fij}	nitrógeno fijado de la atmósfera	M/L^2	kg/ha
$N_{gas\ cult}$	pérdidas de nitrógeno a través del cultivo	M/L^2	kg/ha
N_{inmo}	nitrógeno inmovilizado en la materia orgánica	M/L^2	kg/ha
N_{lix}	pérdidas de nitrógeno por lixiviación	M/L^2	kg/ha
N_{lluvia}	aporte de nitrógeno por el agua de lluvia	M/L^2	kg/ha
N_{min}	nitrógeno mineralizado	M/L^2	kg/ha
N_{riego}	aporte de nitrógeno por el agua de riego	M/L^2	kg/ha
N_{vol}	pérdidas de nitrógeno por volatilización	M/L^2	kg/ha
O_i	dato observado experimentalmente	-	-
\bar{O}	media de los datos observados experimentalmente	-	-
p	parámetro de ajuste, ecuación [III.54]	<i>adimensional</i>	-
$p_{raíces}$	profundidad de las raíces de un cultivo	L	cm
P	lluvia o precipitación	L	mm
P_i	valor predicho por un modelo	-	-
\bar{P}	media de los valores predichos de un modelo	-	-
\hat{P}	valores predichos mediante $\hat{P}_i = A_R \cdot O_i + B_R$	-	-
q_i	caudal medido en el instante i de riego	L^3/T	l/s
Q_{ent}	caudal de entrada en el surco de riego	L^3/T	l/s
r'	parámetro de ajuste, ecuación [III.54]	<i>adimensional</i>	-
rMD	desviación media relativa de un modelo	<i>adimensional</i>	%
$rRMSE$	raíz del error cuadrático medio relativo	<i>adimensional</i>	%
$rRMSE_s$	raíz del error cuadrático medio sistemático relativo	<i>adimensional</i>	-
$rRMSE_u$	raíz del err. cuadrático medio no sistemático relativo	<i>adimensional</i>	-
$RMSE$	raíz del error cuadrático medio	-	-
$RMSE_s$	raíz del error cuadrático medio sistemático	-	-
$RMSE_u$	raíz del error cuadrático medio no sistemático	-	-
RU	reserva útil de agua	L	mm
R_b	radio hidráulico	L	m
R_{b0}	radio hidráulico en la cabecera de un surco	L	m
R^2	coeficiente de determinación	<i>adimensional</i>	-
S	sortividad del suelo	$L/T^{0,5}$	mm/min ^{0,5}
S_f	pendiente de fricción	<i>adimensional</i>	-
s_O	desv. estándar datos observados experimentalmente	-	-
s_P	desv. estándar valores predichos de un modelo	-	-
S_S	separación entre surcos	L	m
S_o	pendiente	L/L	m/m
t	tiempo	T	s
t_{av}	tiempo de avance de la lámina de agua	T	min
t_{co}	tiempo de corte del riego	T	min
t_{rec}	tiempo de receso	T	min
t_s	tiempo en que la lámina de agua alcanza la abscisa s	T	s
UD	uniformidad de distribución	<i>adimensional</i>	%
v	velocidad del flujo de agua entre los poros del suelo	L/T	cm/día
V	velocidad media del flujo	L/T	m/s

V_{ap}	volumen de agua aportado en un surco	L^3	m^3
V_{sup}	volumen de agua almacenado superficialmente	L^3	m^3
V_{inf}	volumen de agua infiltrado	L^3	m^3
WP	perímetro mojado	L	m
W_s	término fuente-sumidero de soluto	$M/L^3 \cdot T$	$g/cm^3 \cdot día$
W_w	término fuente-sumidero de agua	$L^3/L^3 \cdot T$	$cm^3/cm^3 \cdot día$
x	distancia	L	m
y	altura de agua en el surco	L	m
z	profundidad del suelo	L	m
z_p	potencial gravitacional	L	cm
Z	volumen infiltrado por unidad de longitud	L^3/L	m^2
Z_{inf}	dosis de agua infiltrada	L	mm
$Z_{inf\ pond}$	dosis de agua infiltrada ponderada del riego	L	mm
Z_{med}	volumen de agua infiltrado medio	L^3/L	m^2
Z_{req}	dosis de agua requerida	L	mm
Z_0	volumen de agua infiltrado a la cabecera del surco	L^3/L	m^2
a	parámetro de ajuste, ecuación [III.11]	L^{-1}	cm^{-1}
a_1 y a_2	parámetros intermedios resolución, ecuación [III.69]	<i>adimensional</i>	-
γ_1 y γ_2	parámetros de forma del surco, ecuación [III.64]	<i>adimensional</i>	-
ρ	parámetro función infiltración de Horton	<i>adimensional</i>	-
ΔH	diferencia de potencial hidráulico, ecuación [III.2]	L	cm
ΔS_N	variación del contenido de nitrógeno al suelo	M/L^2	kg/ha
ΔS_W	variación del contenido de agua al suelo	L	mm
$\Delta \chi_i$	variación variable independiente, ecuación [III.87]	<i>adimensional</i>	%
$\Delta \xi_i$	variación variable dependiente, ecuación [III.88]	<i>adimensional</i>	%
θ	contenido de agua al suelo	L^3/L^3	cm^3/cm^3
θ_E	contenido efectivo de agua, ecuación [III.14]	<i>adimensional</i>	-
θ_r , <i>res</i>	contenido volumétrico de agua residual	L^3/L^3	cm^3/cm^3
θ_r , <i>cc</i>	contenido vol. de agua a capacidad de campo	L^3/L^3	cm^3/cm^3
θ_r , <i>ini</i>	contenido volumétrico de agua antes del riego	L^3/L^3	cm^3/cm^3
θ_r , <i>pmp</i>	contenido volumétrico de agua a punto de marchitamiento permanente	L^3/L^3	cm^3/cm^3
θ_r , <i>sat</i>	contenido volumétrico de agua a saturación	L^3/L^3	cm^3/cm^3
λ	índice de distribución de poros, ecuación [III.10a]	<i>adimensional</i>	-
λ_c	longitud capilar	L	cm
λ_p	dispersividad	L	cm
ξ	tortuosidad	<i>adimensional</i>	-
ξ_i	valor variable depend. en perturbación i , ec. [III.88]	-	-
ξ_{opt}	valor óptimo variable dependiente, ecuación [III.88]	-	-
ρ_1 y ρ_2	parámetros de forma del surco, ecuación [III.65]	<i>adimensional</i>	-
σ_y	factor de forma superficial	<i>adimensional</i>	-
σ_z	factor de forma subsuperficial	<i>adimensional</i>	-
σ_1 y σ_2	parámetros de forma del surco, ecuación [III.63]	<i>adimensional</i>	-
τ	tiempo de contacto o de oportunidad	T	min
Φ	porosidad del suelo	<i>adimensional</i>	-
χ	parámetro empírico de flexibilidad, ecuación [III.56]	<i>adimensional</i>	-
χ_i	valor variable indep. en perturbación i , ec. [III.87]	-	-
χ_{opt}	valor óptimo variable independiente, ec. [III.87]	-	-

3.1. EL AGUA Y EL NITRÓGENO EN EL MEDIO AMBIENTE

3.1.1. EL AGUA

3.1.1.1. El ciclo hidrológico

La vida en nuestro planeta desde sus orígenes ha dependido de una molécula de estructura tan *sencilla* como es la del agua. No es de extrañar entonces que, desde el establecimiento de las primeras civilizaciones (Mesopotamia, Egipto,...) hasta el presente siglo XXI, el desarrollo de nuestra especie haya estado ligado a la presencia de este recurso, especialmente del agua dulce.

El agua presente en nuestro planeta sigue el ciclo hidrológico (Figura III 1 (a)) que comprende los fenómenos de evaporación de las moléculas de agua en contacto con la atmósfera, transporte a través de las nubes, precipitación en forma de lluvia o nieve, escorrentía superficial, percolación a través de la zona no saturada y recarga cuando ésta llega a la zona saturada. El ciclo hidrológico en su estado natural se ha visto afectado desde siempre por la actividad antropogénica. No fue hasta el siglo pasado cuando debido al incremento de la población mundial -según datos de la FAO (2011a) en el año 2008 la población mundial aumentó un 219% respecto a la de 1961- el ciclo natural del agua en muchas zonas del planeta se vio alterado de forma preocupante. Estas alteraciones por causas humanas consisten básicamente en el aumento de la contaminación del agua (alteraciones en su composición natural) en todos los ámbitos: atmosférico, de aguas superficiales y de aguas subterráneas. Otros efectos son el descenso de los caudales circulantes por los ríos junto con el de los niveles piezométricos además de casos de intrusión marina en acuíferos próximos al mar (Figura III 1 (b)).



Figura III 1. Esquema del ciclo hidrogeológico (a) en estado natural y el mismo (b) afectado por la actividad del hombre. (Fuente: López-Geta *et al.* (2001))

El efecto de las actividades humanas sobre el ciclo hidrológico, especialmente sobre las aguas subterráneas, parece que toma mayor magnitud cuando observan la presencia relativa de los tipos de agua presentes en la hidrosfera. Según [Shiklomanov \(1997\)](#) de los 1,373 billones de hm^3 de agua que componen la hidrosfera, un 97,5% es agua presente en mares y océanos, es decir, es agua salada. Del 2,5% restante (agua dulce), el 68,7% está presente en glaciares y casquetes polares y el 30,1% en aguas subterráneas. El resto, un 1,2% del agua dulce es presente en lagos, ríos y en la atmósfera. En otras palabras, cerca de los 6.750 millones de personas que actualmente habitan en nuestro planeta pueden utilizar de forma directa el 0,78% del agua presente en él. Los datos anteriores ponen claramente de manifiesto la necesidad de gestionar adecuadamente este recurso y de mantener la calidad de las aguas dulces presentes en nuestro planeta, especialmente la de las aguas subterráneas que representan el 98,2% del total del agua utilizable de forma directa.

3.1.1.2. Las aguas subterráneas, un recurso a conservar y a gestionar

En España la demanda total de agua (superficial y subterránea) supera los 30.000 $\text{hm}^3/\text{año}$. Esta demanda se reparte en un 80% a usos agrícolas (24.500 hm^3), en un 14% al abastecimiento urbano (incluido industrias conectadas a la red urbana) y el 6% restante corresponden a los usos industriales y de generación eléctrica no incluidos en la red urbana ([López-Geta et al., 2001](#)). Según se manifiesta en la Ley de Aguas, el hecho que el agua sea un elemento básico de subsistencia se traduce, especialmente en épocas de falta de este recurso, en una competencia entre sectores en que la agricultura, claramente, tiene una posición de desventaja frente a los usos urbanos.

Durante los últimos años, debido al incremento en las necesidades de agua, en ciertas zonas del territorio español se ha producido una intensificación en las extracciones de acuíferos subterráneos. En nuestro país, el volumen de agua que se extrae de los acuíferos se sitúa entre los 5.500 y los 6.500 hm^3 al año. De todo este volumen de agua, una parte abastece unos trece millones de personas (un tercio de la población) junto con parte de los 60 millones de turistas que visitan temporalmente nuestro país cada año. Se estima que utilizan unos 1.100 hm^3 anuales que se incrementan hasta 1.600 $\text{hm}^3/\text{año}$ en períodos de sequía ([López-Geta, 1998](#)). Por otra parte, se destinan 4.500 hm^3 de agua subterránea al regadío de tierras agrícolas y el resto, 360 hm^3 , a usos urbanos ([López-Geta et al., 2001](#)). No sólo las principales afecciones de las aguas subterráneas derivan del uso intensivo que se hace de ellas sino también, y esto aún preocupa más, del deterioro de su calidad. En la [Tabla III 1](#) se indican las principales afecciones a las aguas subterráneas fruto de su uso por la actividad humana. Es necesario mantener la cantidad disponible y los índices de calidad de las aguas subterráneas a niveles aceptables sobretodo cuando, en nuestro país, los núcleos urbanos se abastecen por término medio en un 70% de estas aguas.

La demanda cada vez más elevada del agua para satisfacer las necesidades de crecimiento y desarrollo de la población nos conduce hacia una nueva cultura del agua en la que se conserve, gestione correctamente y recircule este recurso ([Arrojo, 1998](#)). Prueba de ello es la implantación, desde el año 2004, del programa de Actuaciones para la Gestión y Utilización del Agua (Programa A.G.U.A.) promovido por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) con la voluntad de (a) resolver las carencias en la gestión, disponibilidad y calidad del agua, (b) superar los tópicos y el desconocimiento en materia del agua y (c) generalizar las tecnologías del agua más eficientes y respetuosas con el medio ambiente.

Tabla III 1. Principales afecciones a las aguas subterráneas derivadas de su uso intensivo o de su contaminación. (Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de López-Geta *et al.* (2001))

Uso intensivo de las aguas subterráneas	
Descenso de los niveles piezométricos Degradación de la calidad del agua (p.e. intrusión marina) Problemas de subsidencia del terreno Afección a los cursos de agua conectados con el acuífero Impactos ecológicos en los sistemas acuáticos	
Contaminación de acuíferos	
<i>Contaminación puntual</i>	<i>Contaminación difusa</i>
Actividades domésticas, ganaderas e industriales Presencia de residuos sólidos y tanques de combustible Pozos de vertido mal contruidos, abandonados, mal diseñados o mal ubicados	Aportes de abonos agrícolas Aplicaciones de plaguicidas agrícolas

3.1.1.3. Uso del agua en la agricultura

En la agricultura mundial el agua juega un papel destacable; emplea el 70% del agua disponible (FAO, 2010a) para regar el 17% de la superficie agraria mundial en la que genera el 40% de la producción final (Juan-García, 2008). Es importante, entonces, mantener la agricultura de regadío para satisfacer la demanda futura de alimentos. En este sentido, Sagardoy (2001) expuso que para el año 2030 la agricultura de regadío mundial tendría que generar el 47% de la producción final agraria y, paralelamente, se debería aumentar la eficiencia en el uso del agua de riego del 43% al 50%.

Una de las líneas futuras del desarrollo de la agricultura de regadío reside en el uso eficiente del agua de riego, también en España donde el 19,8% de la superficie agrícola es de regadío (MARM, 2010). Además el volumen de agua destinada a la agricultura ha aumentado en los últimos años: en 1985 la agricultura consumía un 62% de los recursos hídricos (FAO, 2010b) y, en el año 2000, este consumo ya representaba el 80% de la demanda total de agua del país (López-Geta *et al.*, 2001).

En nuestro país se riegan poco más de 3,4 millones de hectáreas (MARM, 2010) de las cuales un 30,6% son regadas con sistemas de riego por gravedad, un 21,5% por aspersión y el resto de hectáreas, un 47,8%, se riegan mediante sistemas de riego localizado. Durante el período 2003-2010 la evolución de los sistemas de riego ha puesto de manifiesto la transformación de las áreas con sistemas de riego por gravedad y aspersión hacia sistemas de riego más eficientes como el riego localizado (ver Figura III 2).

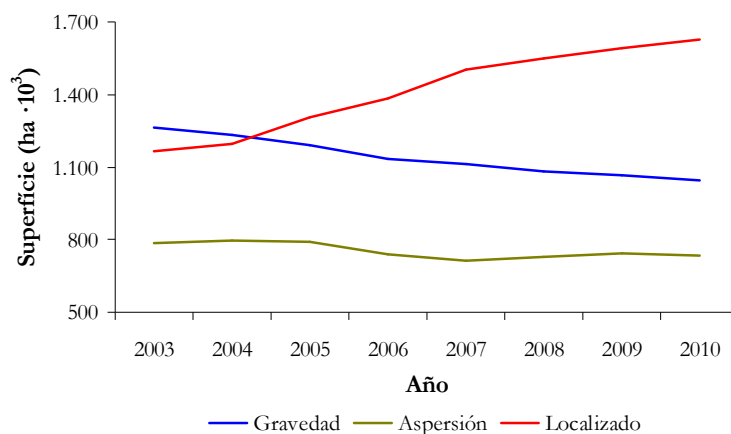


Figura III 2. Evolución de la superficie regada según los tipos de riego en España durante el período 2003-2010. (Fuente: MARM (2010))

En Catalunya se riegan aproximadamente 243.774 ha. De ellas el 53% se riegan con sistemas de riego por gravedad, el 13% con sistemas de riego por aspersión y el 34% con riego localizado (MARM, 2010). En la provincia de Girona se aporta agua mediante sistemas de riego por gravedad en el 73% de las 23.409 ha regables de este territorio (MAPA, 2009).

La amplia presencia del riego por gravedad en nuestro país justifica la necesidad de hacer un uso más eficiente del agua a nivel de parcela donde la eficiencia media de aplicación (porcentaje del agua suministrada en parcela que es realmente aprovechada por el cultivo) está entorno del 55 al 60% (Bos y Nugteren, 1990; Peix, 2002). Las pérdidas de agua hacia capas profundas en parcelas de riego llevan asociados problemas medioambientales ya que diluyen y arrastran pesticidas y/o fertilizantes provocando con ello problemas de contaminación difusa a nivel regional (Foster y Chilton, 1998).

Es necesario en general mejorar la eficiencia en el uso del agua de los regadíos con el fin de aprovechar al máximo este recurso tan escaso como es el agua dulce además de evitar problemas de contaminación ambiental que repercutan en la salud humana. En muchas de las nuevas zonas regables de España se ha apostado por sistemas presurizados de riego (MAPA, 2001; IDAE, 2005). Sin embargo, al contrario del tópico, el aumento general de la eficiencia de aplicación del agua en regadío no sólo se consigue con la conversión a sistemas presurizados de riego -que también-, sino que, en según que regiones, puede ser suficiente con la modernización de sus riegos tradicionales por gravedad (Clemmens, 1998).

3.1.2. EL NITRÓGENO

3.1.2.1. Ciclo del nitrógeno

Los átomos de nitrógeno en el conjunto de los ecosistemas de nuestro planeta sufren procesos químicos y bioquímicos formando parte de diferentes moléculas. Globalmente el paso del nitrógeno de unas formas a otras sigue un proceso cíclico. El presente trabajo focaliza su interés en el ciclo de nitrógeno en el suelo (Figura III 3) el cual es, solamente, una parte del ciclo global de este elemento en la naturaleza.

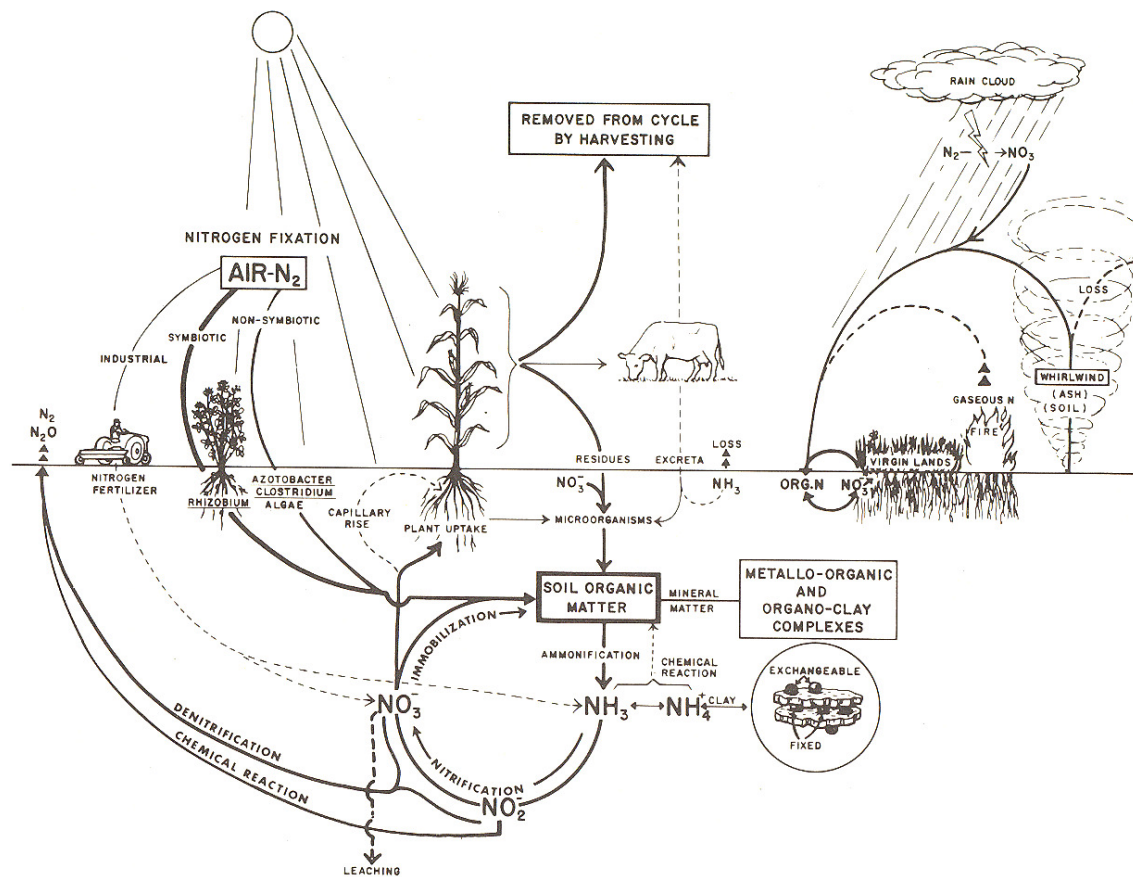


Figura III 3. Ciclo del nitrógeno en el suelo. (Fuente: Stevenson (1982))

La entrada principal de nitrógeno en los suelos procede de la fijación del nitrógeno atmosférico (N_2). El 79% del nitrógeno total presente en nuestro planeta está presente en la atmósfera cosa que la convierte en la fuente primaria de este elemento. Esta fijación se puede producir mediante distintos procesos. Uno de ellos es la incorporación en forma de nitratos (NO_3^-) o amonio (NH_4^+) al agua de lluvia debido a fenómenos atmosféricos (tormentas eléctricas). Otro de los procesos es la fijación mediante organismos presentes en el suelo que aprovechan el N_2 atmosférico. Esta fijación puede ser simbiótica (por la actividad bacteriana de *Rhizobium* presente principalmente en las raíces de leguminosas) y no simbiótica (por la actividad de bacterias de los géneros *Azotobacter*, *Clostridium* y otras). Otra de las fuentes de fijación del nitrógeno atmosférico son los procesos industriales de fabricación de fertilizantes químicos minerales que transforman el N_2 en moléculas de nitratos, nitritos, amonio, amoníaco o urea.

Las moléculas formadas de la fijación del N_2 atmosférico se incorporan en el suelo por distintas vías. Una de ellas es la aplicación directa mediante el aporte de fertilizantes minerales o bien a partir de la infiltración del agua de lluvia. Otra vía de entrada es mediante la materia orgánica que forma parte de los residuos de cosechas o de las deyecciones ganaderas. La materia orgánica inmoviliza el nitrógeno en el suelo en forma de humus siendo, además, la reserva principal de nitrógeno ya que representa aproximadamente el 90% del total presente en el suelo (Bohn, 1976; Canter, 1997).

El principal proceso de degradación de la materia orgánica es la mineralización mediante el cual se pasa de las formas orgánicas del nitrógeno a NH_4^+ o NO_3^- . El primer proceso (paso de N-orgánico a NH_3) se llama amonificación. El amoníaco producido en esta etapa se

convierte rápidamente en amonio según el equilibrio químico del suelo. El segundo proceso (paso de NH_4^+ a NO_3^-) se llama nitrificación. Es un proceso de oxidación enzimática de las moléculas de amonio. La nitrificación se realiza en dos etapas:

Etapas 1: nitrosación



Etapas 2: nitrificación



Las moléculas de nitrato presentes en el suelo pueden ser de nuevo immobilizadas por los microorganismos incorporándose de nuevo a las formas de N-orgánico. Pueden también ser extraídas del medio mediante la incorporación en los tejidos de las plantas. En un medio reductor (ausencia de oxígeno) se puede producir desnitrificación. Este proceso transforma los nitratos en nitritos (NO_2^-) y estos en óxido de nitrógeno (NO_x) y nitrógeno gas (N_2) que se volatilizan e incorporan de nuevo a la atmósfera. Este proceso se puede llevar a cabo gracias a la capacidad metabólica de las bacterias *Pseudomonas*.

Otra de las salidas del nitrógeno del suelo es mediante su dilución en agua de escorrentía superficial o bien, debido a su alta solubilidad en agua, la pérdida hacia capas profundas del suelo y acuíferos subterráneos mediante el fenómeno llamado lixiviación.

3.1.2.2. Problemática del nitrógeno en la agricultura

El ciclo del nitrógeno en el suelo, como se ha descrito, es un proceso de equilibrio en el cual un exceso o defecto de uno de sus componentes afecta al resto a través del complejo equilibrio de reacciones bioquímicas, químicas y físicas. La actividad industrial y sobretodo la agrícola destacan como las principales distorsionadoras del ciclo natural de nitrógeno.

La producción intensiva en suelos agrícolas de todo el mundo es una de las prácticas que lleva asociados severos problemas de contaminación por nitratos (Canter, 1997). Esta contaminación afecta a las reservas y cursos de agua superficial y subterránea causando problemas como la eutrofización de ecosistemas acuáticos (Addiscott *et al.*, 1991) o efectos sobre la salud humana, como el cáncer de estómago en adultos o la metahemoglobinemia o síndrome del “bebé azul” en niños recién nacidos (Heathwaite *et al.*, 1993; Addiscott y Benjamin, 2000, 2004).

La problemática del nitrógeno se ha agravado de forma sensible durante la última mitad del siglo XX hasta la actualidad (Figura III 4). Parte de este deterioro gradual de la calidad de las aguas en nuestro planeta, especialmente en lo relativo a nitratos, se puede atribuir al inadecuado manejo de la fertilización nitrogenada.

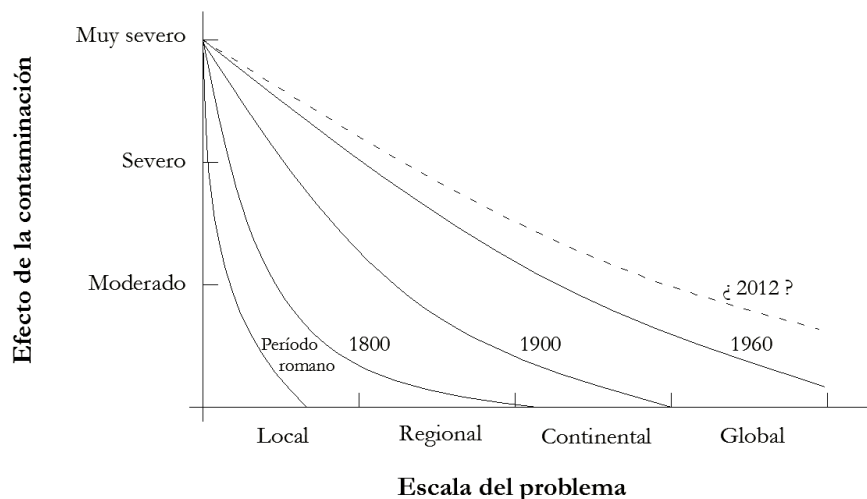


Figura III 4. Evolución de los problemas de calidad del agua en el tiempo; incremento de escala en la contaminación de las aguas por nitratos. (Adaptado de Heathwaite *et al.* (1993))

En los suelos agrícolas no es extraña la sobrefertilización con el fin de asegurar una buena cosecha especialmente porque los agricultores a menudo son demasiado optimistas respecto a los rendimientos esperados en sus cultivos (Schepers *et al.*, 1991). De hecho, de todo el nitrógeno que se aplica en el suelo a nivel mundial para la producción de cereales, sólo se aprovecha (nitrógeno contenido en los granos) el 33% (Raun y Johnson, 1999). La combinación en el suelo de altas concentraciones de nitrógeno junto con dosis de agua elevadas (lluvias cuantiosas o riegos poco eficientes) es el escenario perfecto para la lixiviación de nitrógeno del horizonte agrícola y la consecuente contaminación de las aguas subterráneas (Raun y Johnson, 1995; Foster y Chilton, 1998; Rass *et al.*, 1999; Bauder *et al.*, 2004; Beaudoin *et al.*, 2005; Gehl *et al.*, 2005). Ante esta situación muchas de las investigaciones actuales para hacer frente a la problemática del nitrógeno en el mundo van encaminadas a ajustar las cantidades de fertilizante a aportar (Cerrato y Blackmer, 1990; Makowski *et al.*, 1999, 2001; Díez *et al.*, 2000; Makowski y Wallach, 2001; Domingo-Olivé *et al.*, 2005ab) y a evitar pérdidas de agua en profundidad en las prácticas de riego (de Juan *et al.*, 1996; Roman *et al.*, 1996, 1999; Díez *et al.*, 2005).

3.1.2.3. Marco legal

Ante la creciente gravedad del problema de contaminación de suelos y aguas por nitratos el Consejo Europeo decidió tomar medidas aprobando el 12 de diciembre de 1991 la Directiva 91/676/CEE (DOCE L 75, de 31.12.1991) relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos de origen agrícola.

La Directiva *Nitratos* tiene el objetivo de ¹⁾ reducir la contaminación causada por nitratos de origen agrario y ²⁾ actuar de forma preventiva contra las nuevas fuentes de este tipo de contaminación. Para ello obliga a los estados miembros de la Comunidad Europea a:

- Identificar las aguas afectadas o que puedan verse afectadas por la contaminación de nitratos.
- Designar zonas vulnerables.
- Establecer programas específicos de acción a las zonas vulnerables designadas.
- Elaborar códigos de buenas prácticas agrarias.

- Elaborar y ejecutar programas de control de la eficacia de los programas de acción.
- Realizar revisiones cada cuatro años de la designación de zonas vulnerables y de los programas de acción.
- Elaborar y presentar a la Comisión de la Unión Europea un informe de situación cada 4 años.

En España la Directiva 91/676/CEE se traspuso, con algunos años de retraso, a la legislación española en el Real Decreto RD 261/1996 de 16 de febrero (BOE nº 61, de 11.03.1996). Con la entrada vigor de este Real Decreto se traspasaron las competencias definidas en la Directiva *Nitratos* a las Comunidades Autónomas con la intención que cada una de ellas definiera sus actuaciones para eliminar, o al menos minimizar, los efectos de contaminación de los nitratos sobre las aguas. En Francia, en cambio, la problemática se abordó a nivel estatal mediante el CORPEN (Comité d'ORientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'ENvironnement).

En el territorio catalán se han designado zonas vulnerables en dos ocasiones mediante el Decret 283/1998 de 21 de octubre (DOGC nº 2760, de 06.11.1998) y el Decret 476/2004 de 28 de diciembre (DOGC nº 4292, de 31.12.2004). Ya en el año 1998 el área de estudio de esta tesis (Baix Empordà) se integró en la llamada Zona (vulnerable) 1. Designadas las zonas vulnerables se definió, también, el Código de Buenas Prácticas Agrarias (CBPA) mediante la Orden de 22 de octubre de 1998 (DOGC nº 2761 de 26.10.1998) en la cual se limitan las aplicaciones de fertilizantes orgánicos en zonas vulnerables a 210 kg N/ha. También se limitan las épocas de aplicación y la cantidad de nitrógeno mineral según el uso (cultivo y riego) de las parcelas agrícolas. Toda la legislación anterior se agrupó y ordenó en el Decret 136/2009, de 1 de septiembre (DOGC nº 5457, de 03.09.2009), por el cual se aprobó el programa de actuación aplicable a las zonas vulnerables en relación con la contaminación de nitratos que proceden de fuentes agrarias y de gestión de las deyecciones ganaderas.

En cuanto al límite máximo de nitratos presentes en las aguas destinadas al consumo humano la Organización Mundial de la Salud (OMS) lo fija a 50 mg NO₃⁻/l. En cambio, la Agencia para la Protección del Medio Ambiente de Norteamérica (EPA) sitúa este límite en 10 mg NO₃⁻/l. Por su parte, la Comunidad Europea (Directiva 91/676/CEE) y, siguiendo sus directrices, el Ministerio de Sanidad español fijan los niveles máximos permitidos de nitratos en 50 mg NO₃⁻/l.

La aplicación de la normativa europea en los estados miembros está representando un avance en la reducción de la contaminación de las aguas con nitratos procedentes de fuentes agrícolas. Los trabajos de [Schnebelen et al. \(2004\)](#) y de [Beaudoin et al. \(2005\)](#), cada uno basado en ensayos a nivel regional de 8 años de duración, constatan que la aplicación del CBPA es esencial para poder llegar a los estándares de calidad ambiental fijados desde la UE.

3.2. PROCESOS DE TRANSFERENCIA DE AGUA Y NITRATOS EN CULTIVOS DE REGADÍO

3.2.1. ECUACIONES FUNDAMENTALES DE FLUJO DEL AGUA

3.2.1.1. Ecuación de conservación de la masa

La aproximación mediante fórmulas matemáticas de los procesos reales de flujo del agua en un suelo puede ser distinta según la escala de suelo con la que se trabaje (Kutílek y Nielsen, 1994). En todos los casos sin embargo, siempre se mantiene el principio de conservación de la masa o de continuidad (ecuación [III.1]) en cualquiera que sea el dominio y el espacio de tiempo, que para el caso unidimensional adopta la ecuación:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} + \frac{\partial J_w}{\partial z} + W_w = 0 \quad \text{[III.1]}$$

donde θ es el contenido de agua del suelo [L^3/L^3]; J_w es el flujo de agua [L/T]; y W_w es el término sumidero que en un suelo agrícola, por ejemplo, puede representar la extracción de agua por la cubierta vegetal por unidad de volumen y tiempo [$L^3/L^3 \cdot T$].

3.2.1.2. Ley de Darcy

En 1856 el ingeniero Henry Darcy demostró experimentalmente en columnas de arena y régimen saturado como el flujo o caudal de agua que circulaba a través de ellas era proporcional al gradiente hidráulico entre ambos extremos (ecuación [III.2]).

$$J_w = -K_s \cdot \frac{\Delta H}{l} \quad \text{[III.2]}$$

en que J_w es el flujo de agua [L/T]; K_s es la conductividad hidráulica saturada [L/T]; ΔH es la diferencia de potencial hidráulico entre ambos extremos de la columna [L] y l es la longitud total de la columna [L].

El potencial hidráulico (H) de una partícula de agua en un suelo es la suma de su potencial de presión (h_p) y su potencial gravitacional o cota piezométrica (z_p) de manera que, cuando se fija el origen de la cota en la superficie del suelo y su sentido positivo hacia abajo, se cumple:

$$H = h_p - z_p \quad \text{[III.3]}$$

donde todos sus componentes se expresan en unidades de longitud [L] y h_p con signo negativo puesto que se considera un potencial de succión.

La naturaleza del experimento demostró además que la constante de proporcionalidad (K_s) entre el flujo y el gradiente hidráulico dependía de la naturaleza del material del interior de la columna. Esta constante se definió como la conductividad hidráulica saturada y corresponde al valor del flujo cuando el gradiente hidráulico es igual a uno. Los rangos comunes de variación de K_s van desde menos de 0,1 cm/día en suelos de textura pesada (arcillosos) hasta 100 cm/día en suelos de textura ligera (arenosos) (Kutílek y Nielsen, 1994).

Cuando la Ley de Darcy se hace extensiva a un medio insaturado la ecuación del flujo que resulta es conocida como la ecuación de Buckingham-Darcy:

$$J_w = -K \cdot \frac{\partial H}{\partial z} \quad \text{[III.4]}$$

en que K es la conductividad hidráulica insaturada [L/T] la cual aumenta de forma no lineal con el potencial de presión ($-h_p$) o con el contenido de agua del suelo (θ) (ver Figura III 5).

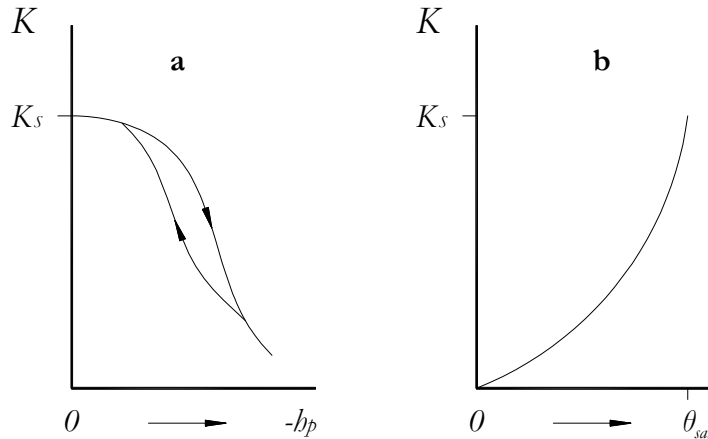


Figura III 5. Dependencia entre la conductividad hidráulica insaturada (K) con (a) el potencial de presión del agua del suelo (h_p) o (b) el contenido de agua en el suelo (θ).

3.2.1.3. Ecuación de Richards

La ecuación de conservación de la masa (ecuación III.1) relaciona los flujos de agua, las variaciones en las reservas y las entradas o salidas de agua en un dominio concreto. Cuando esta ecuación se combina con la ecuación de Buckingham-Darcy (ecuación III.4) se obtiene la llamada ecuación de Richards que, asumiendo la simplificación del flujo vertical (eje z) y sin extracción de agua por las plantas ($W_w = 0$), se expresa como:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K \cdot \left(\frac{\partial h_p}{\partial z} + 1 \right) \right] \quad \text{[III.5]}$$

La resolución de la ecuación de Richards se simplifica utilizando la curva característica del suelo o relación potencial de presión vs contenido de agua al suelo (Figura III 6) para eliminar una de las dos incógnitas de la ecuación III.5]. Dependiendo de cuál sea la variable sustituida existen dos expresiones para la misma ecuación de Richards.

i) Ecuación de Richards con el contenido de agua del suelo (θ)

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D_w(\theta) \cdot \frac{\partial \theta}{\partial z} \right] + \frac{\partial K(\theta)}{\partial z} \quad \text{[III.6]}$$

siendo $D_w(\theta)$ la difusividad del agua del suelo [L^2/T] calculada a partir de la relación:

$$D_w(\theta) = K(\theta) \cdot \frac{\partial h_p}{\partial \theta} \quad \text{[III.7]}$$

La ecuación [III.6] es conocida también como la *ecuación de Fokker-Planck* que generalmente se resuelve únicamente por métodos numéricos (Jury y Horton, 2004).

ii) Ecuación de Richards con el potencial de presión del agua del suelo (h_p)

$$C_w(h_p) \cdot \frac{\partial h_p}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h_p) \cdot \left(\frac{\partial h_p}{\partial z} + 1 \right) \right] \quad \text{[III.8]}$$

siendo $C_w(h_p)$ (ecuación [III.9]) la capacidad específica del agua o capacidad capilar [L^{-1}] que expresa la facilidad con la cual un suelo almacena o libera el agua cuando está sometido a una variación del potencial de presión.

$$C_w(h_p) = \frac{\partial \theta}{\partial h_p} \quad \text{[III.9]}$$

3.2.1.4. Relaciones constitutivas de la ecuación de Richards

3.2.1.4.1. Curva característica del suelo

El flujo de agua en un medio no saturado es un mecanismo complejo gobernado por un equilibrio permanente entre fuerzas térmicas y mecánicas. En todo momento el estado hídrico de un medio poroso no saturado puede ser definido a partir ⁽¹⁾ del contenido de agua (θ) o ⁽²⁾ del potencial de presión (h_p). La relación entre h_p - θ es conocida como la curva de retención de agua o curva característica del suelo.

La relación h_p - θ es marcadamente no lineal y puede determinarse a partir de pares de valores medidos experimentalmente. Además, para su aplicación en la resolución matemática de problemas de flujo, esta relación puede ser descrita por multitud de funciones paramétricas entre las cuales las más extendidas son las de Brooks y Corey (1964) o van Genuchten (1980) (ver Figura III 6).

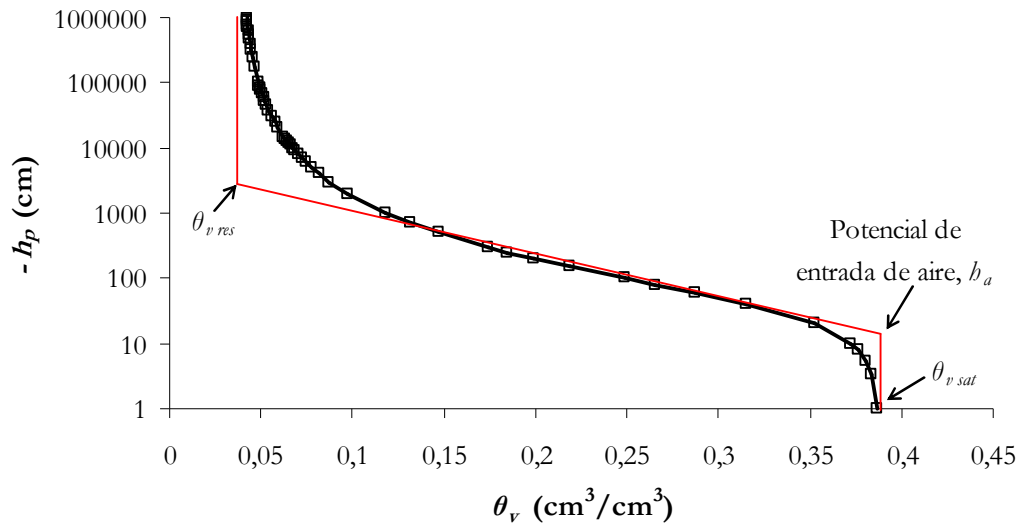


Figura III 6. Curva de retención de agua de un suelo de textura franco-arenosa ajustada a la ecuación de van Genuchten (1980) ($\theta_{v, res} = 0,04 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$; $\theta_{v, sat} = 0,39 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$; $a = 0,027$; $m = 0,31$ y $n' = 1,45$). (Fuente: Arbat (2005))

La ecuación de Brooks y Corey (1964) (ecuación [III.10a y III.10b]) tiene en cuenta el potencial de entrada de aire (h_a) que delimita el potencial de presión a partir del cual los poros de mayor tamaño empiezan a perder agua (ver Figura III 6). El aire retenido en los poros del suelo puede reducir de un 5% a un 10% su porosidad total (van Genuchten *et al.*, 1991). La expresión de la ecuación de Brooks y Corey (1964) es discontinua y se expresa tal como se describe a continuación:

$$\theta(h_p) = \theta_{res} + (\theta_{sat} - \theta_{res}) \cdot \left(\frac{h_a}{h_p} \right)^\lambda \quad \text{si } \frac{h_a}{h_p} < 1 \quad \text{[III.10a]}$$

$$\theta(h_p) = \theta_{sat} \quad \text{si } \frac{h_a}{h_p} \geq 1 \quad \text{[III.10b]}$$

siendo θ_{res} y θ_{sat} el contenido residual y a saturación de agua al suelo respectivamente; h_a el potencial de entrada de aire al suelo; h_p el potencial de presión del agua en el suelo y λ el índice de distribución de poros característico del tipo de suelo. El índice λ toma valores aproximadamente entre 2 y 5 (Kutílek y Nielsen, 1994) siendo mayor cuando el suelo tiene una distribución uniforme de poros y menor cuando este tiene un amplio rango de tamaño de poros.

Otra de las funciones paramétricas ampliamente utilizadas y difundidas para definir la curva característica del suelo es la propuesta por van Genuchten (1980):

$$\theta(h_p) = \theta_{res} + \frac{(\theta_{sat} - \theta_{res})}{\left[1 + (\alpha |h_p|)^{n'} \right]^m} \quad \text{[III.11]}$$

siendo a , n' y m parámetros de ajuste de la función con sus limitaciones: $a > 0$, $n' > 1$ y $0 < m < 1$. Kutílek y Nielsen (1994) citan que los valores de n' se encuentran entre 1,2 y 4 y los

de a entre 10^{-3} y 10^{-2} cm^{-1} el cual está estrechamente ligado con la inversa del potencial de entrada de aire ($a \approx 1/h_a$).

Ocasionalmente se han adoptado relaciones entre los parámetros de ajuste de la ecuación anterior tales como $m = 1 - (1/n)$ o $m = 1 - (2/n)$ con el propósito de simplificar las expresiones para el cálculo de la función de conductividad hidráulica (apartado 3.2.1.4.2) cuando se desean aplicar los modelos de Mualem (1976) y Burdine (1953) respectivamente.

3.2.1.4.2. Conductividad hidráulica insaturada

La conductividad hidráulica en medio insaturado (K) es variable según el estado de saturación del suelo (ver Figura III 5). A lo largo de varias décadas múltiples autores han descrito modelos para la caracterización mediante fórmulas analíticas de la variación de K en función del potencial de presión (o contenido de agua) de un suelo.

Una de las expresiones analíticas más frecuentes es la descrita por Gardner y Mayhugh (1958). Esta expresión (ecuación [III.12]) resulta apropiada para la zona húmeda de la curva y para suelos con un marcado potencial de entrada de aire (h_a).

$$K = K_s \cdot \exp(c(h_p - h_a)) \quad \text{[III.12]}$$

siendo K la conductividad hidráulica para el potencial de presión del agua del suelo h_p ; K_s es la conductividad hidráulica saturada; h_a el potencial de entrada de aire del suelo y c un coeficiente empírico con dimensiones $[\text{L}^{-1}]$ relacionado con la textura del suelo. Los valores habituales de c oscilan entre 0,1 y 0,01 cm^{-1} (Kutílek y Nielsen, 1994) y se interpreta como el valor inverso de la longitud capilar del suelo: $\lambda_c = c^{-1}$ (White y Sully, 1987; White, 1988).

Otros de los modelos ampliamente utilizados para la determinación de la K es el propuesto por van Genuchten (1980) (ecuación [III.11]) sobre el cual, adoptando la curva de retención de agua de Mualem (1976) y Burdine (1953), se expresa K en función de θ (ecuación [III.13]).

$$\frac{K(\theta)}{K_s} = \theta_E^b \left[1 - (1 - \theta_E^{1/m})^m \right]^{a'} \quad \text{[III.13]}$$

donde a' , b y m son parámetros de ajuste y θ_E es el contenido de agua efectivo:

$$\theta_E = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}} \quad \text{[III.14]}$$

El caso análogo a la ecuación [III.13] pero teniendo en cuenta la dependencia de K con el potencial de presión del suelo (h_p) se traduce en la siguiente expresión:

$$\frac{K(h_p)}{K_s} = \frac{\left\{ 1 - (a' |h_p|)^{n'-1} \cdot \left[1 + (a' |h_p|)^{n'} \right]^{-m} \right\}^2}{\left[1 + (a' |h_p|)^{n'} \right]^{m/2}} \quad \text{[III.15]}$$

Para la aplicación de las ecuaciones [III.13] o [III.15] siguiendo el modelo de Mualem (1976) es preciso tomar los valores de $m = 1 - (1/n)$; $n' > 1$; $a' = 2$ y $b = 0,5$. Para el caso del modelo de Burdine (1953) las mismas variables se ajustan a $m = 1 - (2/n)$; $n' > 1$; $a' = 1$ y $b = 2$.

3.2.1.4.3. Funciones de edafotransferencia

La estimación de las relaciones hídricas del suelo (p.e. la curva de retención de agua o la conductividad hidráulica insaturada) requieren ensayos en el laboratorio o en el campo laboriosos, tediosos y, a menudo, en un rango de medida limitado. Una alternativa a la medida directa de estas relaciones son las funciones de edafotransferencia (FET) que - basadas en relaciones empíricas- permiten estimar de forma indirecta las propiedades hidráulicas de un suelo a partir de propiedades del suelo más fácilmente medibles.

Las FET representan una herramienta muy útil para la estimación de forma relativamente fácil y rápida de las propiedades de un suelo cuando la información de éste es escasa. Las variables habitualmente requeridas para la aplicación de este tipo de funciones son la clase textural, la densidad aparente y el contenido de carbono o materia orgánica del suelo (Vereecken *et al.*, 1989, 1990; Acutis y Donatelli, 2003).

Por su dificultad de medida, la curva de retención de agua (Vereecken *et al.*, 1989; Martínez y Ceballos, 2001) y la conductividad hidráulica saturada (Saxton *et al.*, 1986; Wösten y van Genuchten, 1988; Vereecken *et al.*, 1990, 1992) son las propiedades hidráulicas del suelo más estimadas a partir de las funciones de edafotransferencia. En cambio, en el uso práctico de este tipo de funciones cabe tener en cuenta los posibles errores en que pueden incurrir. Minasny y McBratney (2002) hacen un análisis profundo de la incertidumbre asociada a las estimaciones de las FET; Acutis y Donatelli (2003), por su lado, citan la dificultad de elegir el modelo o tipo de FET apropiado para un suelo concreto. De todas maneras, con sus pros y sus contras, las FET tienen un uso consolidado entre la comunidad científica tal como muestran la cantidad de trabajos científicos realizados entorno o con ellas.

3.2.2. BALANCE HÍDRICO EN UN SUELO AGRÍCOLA

El planteamiento básico para establecer un balance hídrico en un suelo agrícola es análogo al de la ecuación de conservación de masa o de continuidad (ecuación [III.1]): las variaciones en el contenido de agua de un dominio concreto en un intervalo de tiempo es igual a las entradas y salidas de agua en este sistema.

$$\text{Entradas}_{\text{agua}} - \text{Salidas}_{\text{agua}} = \text{Variación}_{\text{agua}} \quad \text{[III.16]}$$

Sin embargo, mientras que la ecuación [III.1] se resuelve a nivel infinitesimal, el balance hídrico en un suelo agrícola se suele resolver a escala de unos centímetros a cientos de metros y de horas a semanas enteras.

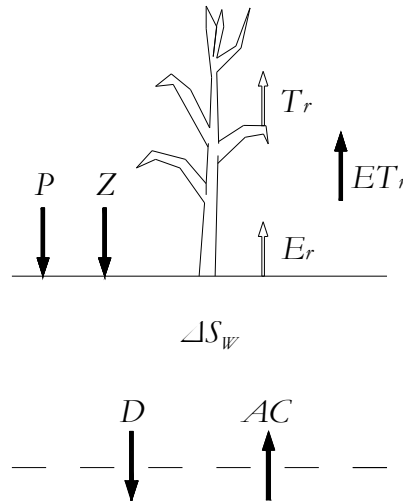
Un balance hídrico en un suelo agrícola se plantea habitualmente definiendo el límite superior del dominio como la superficie del suelo que está en contacto con la atmósfera, el límite inferior como la profundidad a partir de la cual no se nota el efecto de absorción de agua por las raíces del cultivo. No se definen límites del dominio laterales al considerarse nulo el flujo lateral.

3.2.2.1. Balance hídrico medido en campo

Teniendo en cuenta los aportes y las pérdidas de agua en un suelo no saturado en un intervalo determinado de tiempo se puede calcular el balance hídrico a partir de la siguiente fórmula:

$$\Delta S_w = P + Z_{inf} + AC - ET_r - D \quad \text{[III.17]}$$

en que ΔS_w es la variación del contenido de agua; P y Z_{inf} son las entradas de agua por el límite superior del suelo debido a la lluvia y el riego respectivamente; AC es la cantidad de agua incorporada en el dominio del balance por su límite inferior debido al ascenso capilar; ET_r es la evapotranspiración real del cultivo, un componente que computa la pérdida de agua del sistema por su límite superior y, finalmente, D es el drenaje que contempla las pérdidas de agua por el límite inferior del sistema (ver [Figura III 7](#)). Los componentes de la ecuación anterior se expresan en mm o, lo que es lo mismo, en l/m^2 .



[Figura III 7](#). Componentes del balance hídrico medido en campo.

El agua de lluvia (P) es obtenida habitualmente de estaciones meteorológicas con registros pluviométricos diarios. El agua aportada por el riego (Z_{inf}) se puede conocer mediante la instalación de aforadores, contadores volumétricos, balances de masa, medidas directas (muestras de suelo) o indirectas (aparatos de medida) del contenido de agua en el suelo. En el presente trabajo el procedimiento utilizado para el cálculo de Z_{inf} se detalla en el [apartado 4.3.2.3](#).

El ascenso capilar (AC) es difícil de estimar ([Chopart y Vauclin, 1990](#)). [Tanji y Kielen \(2002\)](#) citan varios factores que influyen en el flujo de agua de ascenso capilar: el tipo de suelo, el estado de saturación de agua en la zona radicular, la profundidad del nivel freático y la recarga. Cuando la capa freática está lejos del límite inferior definido en los balances de agua en campo y el suelo es de textura ligera se considera nulo el ascenso capilar ([Nemeth, 2001](#)).

El drenaje (D) corresponde al exceso de agua que no se almacena en el volumen de suelo definido en el balance hídrico. La presencia de grietas en los perfiles de suelo (especialmente en suelos con presencia de arcillas expansibles) contribuye al paso directo o flujo preferencial del agua hacia capas profundas. De todas maneras, cuando no existen grietas en los suelos o éstas son poco profundas, se puede estimar el agua de drenaje a partir de dos métodos.

En el primer caso se puede calcular el drenaje con la ayuda del balance hídrico del suelo ([ecuación \[III.17\]](#)) considerando el drenaje (D) como el término libre. Este método requiere el conocimiento del resto de términos del balance como la evapotranspiración o las

variaciones de contenido de agua en el suelo. Estos términos suelen ser difíciles de estimar y a menudo llevan asociados errores de medida o estimación.

Otro método a menudo utilizado para la determinación del drenaje entre dos instantes de tiempo determinados (Δt) es producto de la aplicación de la Ley de Darcy en medio no saturado (ecuación [III.4]).

$$D = J_w \cdot \Delta t = -K \cdot \frac{\partial H}{\partial z} \cdot \Delta t \quad \text{[III.18]}$$

Este método requiere del conocimiento de la conductividad hidráulica insaturada (K) y del potencial hidráulico del agua del suelo (H) que es preciso conocerlo entre dos instantes relativamente cortos de tiempo (Δt) y entre dos cotas (z) entre las cuales se pretenda calcular el flujo de agua (J_w) perdida por drenaje (D). La determinación del potencial hidráulico del suelo se conoce directamente a partir de las lecturas de tensiómetros instalados en el suelo o indirectamente a partir del contenido de agua al suelo (θ_v) junto con la curva característica del suelo (apartado 3.2.1.4.1).

La pérdida de agua por el límite superior del dominio definido en el balance de agua se cuantifica a partir de la evapotranspiración real del cultivo (ET_r). La ET_r es la suma del agua que se pierde directamente desde la planta (transpiración, T_r) y la que se pierde por evaporación directa (E_r) del suelo (ver Figura III 7).

La evapotranspiración real del cultivo depende de las condiciones climáticas, del tipo de cultivo y de su estadio fenológico o fase de desarrollo. Cuando la cubierta vegetal está bien fertilizada, irrigada, libre de plagas o enfermedades y sin estrés por salinidad, la evapotranspiración real es igual a la evapotranspiración máxima (ET_{max}). En algunas de las condiciones anteriores, por ejemplo cuando hay restricción del aporte de agua a la planta (suelo seco) la ET_r es inferior a la ET_{max} debido, en este caso, al proceso fisiológico del cierre de estomas propio de las plantas cultivadas.

El cálculo de la ET_{max} de un cultivo en una fase de crecimiento concreta se realiza a partir de la fórmula propuesta inicialmente por Doorenbos y Pruitt (1977) y posteriormente actualizada por Allen *et al.* (1998):

$$ET_{max} = k_c \cdot ET_0 \quad \text{[III.19]}$$

en que k_c es el coeficiente de cultivo (adimensional) y ET_0 la evapotranspiración de referencia. La ET_0 se definió como “la tasa de evapotranspiración de una superficie extensa de gramíneas verdes de 8 a 15 centímetros de altura, uniforme, de crecimiento activo, que sombrean totalmente el suelo y que no escasean de agua”. Para el cálculo de la ET_0 se han descrito muchos métodos (Doorenbos y Pruitt, 1977) aunque actualmente las fórmulas más extendidas son las de Penman-Monteith o Hargreaves (Allen *et al.*, 1998).

El coeficiente de cultivo (k_c), tal como se muestra en la ecuación anterior, es la ratio entre la ET_{max} y la ET_0 e integra los efectos de las 4 principales características que distinguen la evapotranspiración del cultivo de la de las gramíneas con las que se define la ET_0 (Allen *et al.*, 1998). Estas características son ⁽¹⁾ la altura del cultivo, ⁽²⁾ el albedo global de la cubierta vegetal y el suelo, ⁽³⁾ la resistencia del cultivo a las pérdidas de agua por transpiración y ⁽⁴⁾ la evaporación directa de la fracción de suelo no sombreada.

3.2.2.2. Balance hídrico según el concepto de reserva útil

El concepto de reserva útil (RU) (Figura III 8), aparte de medir un volumen de agua almacenable de un suelo con características concretas de textura, densidad aparente o estructura, también indica la parte del agua presente en el suelo que permite un crecimiento normal de las plantas que viven en él. Se define a partir de la siguiente expresión:

$$RU = (\theta_v, cc - \theta_v, pmp) \cdot z \quad \text{[III.20]}$$

siendo RU la reserva útil de agua del suelo, en mm; θ_v, cc y θ_v, pmp el contenido característico de agua en el suelo, en cm^3/cm^3 , a capacidad de campo y a punto de marchitamiento permanente respectivamente; y z la profundidad del suelo donde las raíces del cultivo tienen influencia, en mm.

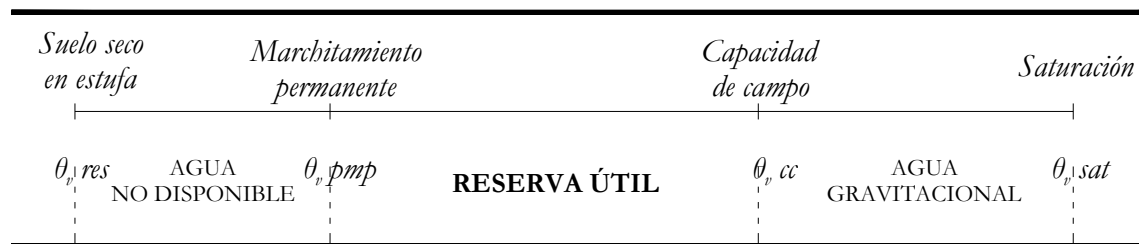


Figura III 8. Intervalos de contenido de agua característicos de un suelo agrícola.

Los contenidos característicos de agua (θ_v, pmp , θ_v, cc) dependen del tipo de suelo. En física de suelos se atribuye el concepto de capacidad de campo y de punto de marchitamiento permanente al contenido de agua del suelo cuando este está sometido a un potencial de presión (h_p) de -15 bar (-1.500 kPa) y de -1/3 bar (-33 kPa) respectivamente. En agronomía se define el contenido de agua a capacidad de campo como el agua retenida por un suelo saturado después de 48 horas de drenaje libre (Israelsen y West, 1922). El punto de marchitamiento permanente se define como el contenido de agua en el cual la planta se marchita y no puede recobrar la turgencia al colocarla en una atmósfera saturada durante 12 horas (Hendrickson y Weihmeyer, 1945). En la determinación de los contenidos característicos de agua del suelo generalmente existe una diferencia sensible entre los resultados obtenidos en laboratorio (generalmente de muestras alteradas de suelo), a partir de las funciones de edafotransferencia (según Bastet *et al.* (1998) con errores medios próximos a 0,03 y 0,01 cm^3/cm^3 a capacidad de campo y a punto de marchitamiento permanente respectivamente) o a partir de lecturas directas o indirectas en el suelo (inalterado) de la parcela de estudio.

Por su lado la profundidad de influencia de las raíces (z) puede ser fija por la presencia de horizontes limitantes (suelas de labor, materiales impermeables) o variable de acuerdo con el crecimiento en profundidad de las raíces según se va desarrollando el cultivo.

El concepto de RU puede ser utilizado en los llamados modelos capacitivos de simulación para predecir las situaciones de estrés a las que está sometido el cultivo aunque, para ese efecto, es preciso ajustar bien los términos fuente y sumidero definidos en todo balance hídrico. Otras aplicaciones del manejo de la RU del suelo se llevan a cabo en la programación de riegos definiendo, además, el nivel de agotamiento posible de la RU a partir del cual es preciso aplicar agua mediante un evento de riego (Martín de Santa Olalla y de Juan, 1993).

3.2.3. ECUACIONES FUNDAMENTALES DEL TRANSPORTE DE NITRATO

3.2.3.1. Ecuación de conservación de la masa

En el apartado 3.2.1.1 se ha expuesto la ecuación de continuidad en el caso del balance de masa del agua en una unidad de volumen de suelo. El mismo procedimiento puede ser utilizado para el nitrógeno (como ión nitrato) presente en cualquier suelo agrícola. La ecuación [III.21] expresa la conservación de la masa o balance del soluto nitrato en un medio unidimensional.

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} + \frac{\partial J_s}{\partial z} = W_s \quad \text{[III.21]}$$

donde θ es el contenido de agua del suelo [L^3/L^3]; C es la concentración total del soluto en el suelo [M/L^3]; J_s es el flujo de masa del soluto [$M/L^2 \cdot T$] y W_s es el término fuente-sumidero [$M/L^3 \cdot T$] siendo positivo cuando el elemento químico es creado (p.e. mineralización de la materia orgánica) y negativo cuando sale del sistema (p.e. extracción de nitratos por las raíces de las plantas) o se transforma (p.e. desnitrificación en medio reductor).

3.2.3.2. Fenómenos de transporte

El movimiento de un elemento o molécula química en un suelo está sujeto a múltiples fenómenos de transporte los cuales están condicionados por los equilibrios hidro, geo y bioquímicos propios del entorno natural.

El presente trabajo se centra en el estudio del transporte del ión nitrato en un suelo agrícola. Los procesos de transporte químico del NO_3^- con respecto a otros componentes químicos se simplifican debido a las características no volátiles, no reactivas ni de adsorción de esta molécula. De esta manera el transporte o flujo del ión nitrato (J_s) en un suelo es controlado por los fenómenos siguientes:

Flujo advectivo

Es el movimiento de las moléculas disueltas en la fase líquida del suelo que se produce por el arrastre dentro del propio flujo de agua en el medio poroso.

$$J_{s_e} = J_w \cdot C \quad \text{[III.22]}$$

siendo J_{s_e} el flujo advectivo de soluto [$M/L^2 \cdot T$]; J_w el flujo de agua [L/T] y C la concentración de soluto por unidad de volumen de suelo [M/L^3].

Dispersión hidrodinámica

El paso del flujo de agua a través de los poros del suelo provoca una dispersión propia de las moléculas de soluto cuando éstas, aún siguiendo el sentido y valor medio del flujo del agua (J_w), tienen que tomar múltiples caminos para sortear las partículas de suelo o espacios de aire. Este tipo de dispersión se conoce como la dispersión hidrodinámica (Bear, 1972).

$$J_{sb} = -D_b \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{[III.23]}$$

en que J_{sb} es el flujo de dispersión hidrodinámica [$M/L^2 \cdot T$]; D_b es el coeficiente de dispersión hidrodinámica [L^2/T] y C la concentración de soluto [M/L^3].

El coeficiente de dispersión hidrodinámica se ha manifestado proporcional a la velocidad del agua entre los poros del suelo ($v = J_w/\theta$) (Biggar y Nielsen, 1967; Bear, 1972; Anderson, 1979). La constante de proporcionalidad se define como la dispersividad (λ_b) [L] (Freeze y Cherry, 1979) de manera que:

$$D_b = \lambda_b \cdot v \quad \text{[III.24]}$$

Los valores típicos de λ_b varían según la escala del problema. Así, la dispersividad se encuentra entre 0,5 y 2 cm en columnas de suelo compactadas de laboratorio. Aumenta su valor hasta 5 a 20 cm a escala de parcela mientras que se puede incrementar sensiblemente a escala regional (Jury y Horton, 2004).

Difusión molecular

Este proceso de transporte de masa se produce sin necesidad de que el agua esté en movimiento en el medio poroso. Este fenómeno depende únicamente del gradiente de concentración del soluto dentro de la fase líquida del suelo. La difusión molecular es explicada por la Ley de Fick:

$$J_{sd} = -\xi(\theta) D_w \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{[III.25]}$$

en que J_{sd} es el flujo de difusión molecular [$M/L^2 \cdot T$]; $\xi(\theta)$ es la tortuosidad del suelo que tiene en cuenta el incremento de recorrido de las moléculas de soluto a través de una sección de suelo en el proceso de difusión molecular; D_w es el coeficiente binario de difusión molecular [L^2/T] y C la concentración de soluto en la fase líquida del suelo [M/L^3].

La $\xi(\theta)$ aumenta de forma no lineal con el aumento de θ y se puede determinar de forma empírica o mediante modelos como el de Millington y Quirk (1961):

$$\xi(\theta) = \frac{\theta^{10/3}}{\Phi^2} \quad \text{[III.26]}$$

siendo Φ la porosidad del suelo [adimensional].

La ecuación [III.25] se simplifica incorporando un nuevo coeficiente de difusión: el coeficiente de difusión del soluto en el agua del suelo (D_d) [L^2/T]. De esta manera la fórmula para describir el flujo de difusión molecular se define como:

$$J_{sd} = -D_d \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \quad \text{[III.27]}$$

3.2.3.3. Flujo del ión nitrato en el suelo

El flujo de la molécula de nitrato en un suelo agrícola (J_s) tiene en cuenta los fenómenos del transporte descritos en el apartado anterior relativos a un soluto reactivo. Así pues de la suma de las ecuaciones [III.22], [III.23] y [III.27] resulta:

$$J_s = J_w \cdot C - D_b \cdot \frac{\partial C}{\partial z} - D_d \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \quad \text{[III.28]}$$

La expresión anterior se suele escribir como:

$$J_s = -D_e \cdot \frac{\partial C}{\partial z} + J_w \cdot C \quad \text{[III.29]}$$

siendo D_e el coeficiente efectivo de dispersión-difusión del soluto en el suelo [L^2/T]. A menos que el agua fluya muy lentamente en el medio poroso, D_e es normalmente dominado por el término de dispersión hidrodinámica (D_b).

3.2.3.4. Ecuación de advección-dispersión

El balance de masa en un dominio concreto y un tiempo determinado para el caso del ión nitrato (molécula no reactiva, sin ninguna fracción en forma de vapor ni adsorbida en los agregados del suelo) se puede obtener de la combinación de la ecuación [III.21] de conservación de la masa junto con los fenómenos de transporte en el suelo (ecuación [III.29]):

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \frac{\partial}{\partial z} (J_w \cdot C) + W_s \quad \text{[III.30]}$$

la cual se puede simplificar para obtener la ecuación de transporte o de advección-dispersión (Jury y Horton, 2004).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z} + W_s \quad \text{[III.31]}$$

3.2.4. BALANCE DE NITRÓGENO EN SUELOS AGRÍCOLAS

La formulación del balance de nitrógeno (ecuación [III.32]) en suelos agrícolas se basa en el mismo planteamiento que el expuesto en la ecuación [III.16] aunque en vez de aplicar la conservación de la masa de agua se plantea sobre la masa de nitrógeno mineral en un perfil del suelo definido, en su límite superior, por la superficie del suelo y, en su límite inferior, por la profundidad de exploración de las raíces del cultivo.

$$\text{Entradas}_{\text{nitrógeno}} - \text{Salidas}_{\text{nitrógeno}} = \text{Variación}_{\text{nitrógeno}} \quad [\text{III.32}]$$

El uso de balances de nitrógeno sirve para profundizar y ampliar conocimientos sobre los mecanismos de transformación y transferencia del N en el suelo. Legg y Meisinger (1982) afirman que para cuantificar adecuadamente algún término del balance es preciso tener en cuenta la mayoría del resto de transformaciones de N en el medio. Sin embargo, también abogan que no existe *un* método para definir balances de N sino que éstos deben adecuarse al método experimental, objetivos del estudio y a las principales transformaciones que sufre el N en el sistema.

El balance de nitrógeno en un suelo agrícola a escala local tiene en cuenta los principales aportes, transformaciones y pérdidas que se pueden producir en el sistema.

$$\Delta S_N = N_{fert} + N_{min} + N_{riego} + N_{lluvia} + N_{fij} - ENC - N_{vol} - N_{desnit} - N_{lix} - N_{inmo} - N_{gas\ cult} \quad [\text{III.33}]$$

en que ΔS_N es la variación del contenido de nitrógeno en el suelo; N_{fert} el aporte por fertilización orgánica o mineral (amoniacal, nítrica o ureica); N_{min} el nitrógeno transformado de la materia orgánica del suelo; N_{riego} y N_{lluvia} el aporte por el agua del riego y la lluvia respectivamente; N_{fij} la fijación (simbiótica o no simbiótica) de nitrógeno atmosférico; ENC las extracciones de nitrógeno del cultivo; N_{vol} , N_{desnit} y $N_{gas\ cult}$ son, respectivamente, las pérdidas gaseosas de nitrógeno por volatilización, desnitrificación y a través del cultivo; N_{lix} las pérdidas en profundidad por lixiviación y N_{inmo} el nitrógeno mineral presente en el suelo organizado de nuevo en moléculas de N orgánico. Todos los términos del balance anterior se suelen expresar en unidades de kg N/ha.

En términos absolutos, es decir, considerando todas las posibles formas en que se puede encontrar el nitrógeno en el suelo, los términos del balance que tienen en cuenta transformaciones de nitrógeno en el suelo (N_{min} y N_{inmo}) no cabría tenerlos en cuenta puesto que son fracciones del nitrógeno total presente del suelo que solamente pasan de formas orgánicas a formas minerales y viceversa. Estos términos sí tienen relevancia e interesa cuantificarlos cuando se resuelve el balance de nitrógeno en un suelo agrícola y éste se computa solamente teniendo en cuenta la fracción de nitrógeno nítrico (N-NO₃) del suelo.

3.2.4.1. Aportes

Los principales aportes de nitrógeno en un suelo agrícola proceden principalmente de la lluvia y el riego (con moléculas de nitrógeno disueltas), la fijación simbiótica y no simbiótica (apartado 3.1.2.1) y la aplicación de fertilizantes (minerales u orgánicos).

Agua de lluvia y/o de riego

El contenido total de nitrógeno que se incorpora en un suelo procedente del agua de lluvia o del riego depende, evidentemente, de las cantidades y su concentración.

En el caso del N presente en la atmósfera procede de la combustión de vehículos, la volatilización de NH₃ de los fertilizantes orgánicos y minerales, los volcanes o las tormentas eléctricas. Su deposición en el suelo es difícil de estimar puesto que varía según la distribución espacial de las precipitaciones, la proximidad a áreas donde las emisiones son más elevadas o la época del año (Legg y Meisinger, 1982). Hoefl *et al.* (1972) estimaron que en el estado de Wisconsin los aportes de N por deposición atmosférica variaron de 13 a 30 kg N/ha·año.

Los aportes de N a través del riego en una parcela agrícola también dependen de la heterogeneidad en que las dosis de agua se aplican a lo largo de toda la parcela. De todas maneras, el factor que más influye en las cantidades de N aportadas es la concentración del agua de riego, muy dependiente del grado de contaminación que tengan en origen (aguas subterráneas, ríos, pantanos,...).

Fijación simbiótica y no simbiótica

Uno de los mecanismos de fijación del nitrógeno atmosférico (N_2) por los microorganismos del suelo resulta de la simbiosis entre las leguminosas y las bacterias del género *Rhizobium*. Las cantidades de nitrógeno incorporadas en un suelo por esta vía dependen de la especie de leguminosa cultivada además de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo para su crecimiento. Así, especies como la alfalfa o el trébol pueden llegar a fijar hasta 500 kg N/ha·año (Adjei *et al.*, 2002).

La fijación no simbiótica corresponde a la reducción del N_2 a amoníaco por bacterias anaeróbicas (del género *Clostridium*) o aeróbicas (del género *Azotobacter*). La revisión bibliográfica realizada por Legg y Meisinger (1982) pone de manifiesto la gran variabilidad en las cantidades incorporadas en suelos por fijación no simbiótica y la ausencia, en sus días, de información relativa a este mecanismo bioquímico del suelo. Hubbell y Kidder (2003) estiman cantidades máximas anuales de 15 kg N/ha por fijación no simbiótica.

A pesar que la fijación atmosférica de N puede suponer un incremento en el contenido de nitrógeno de un suelo agrícola, habitualmente se considera nulo ($N_{fij} = 0$) en los balances de nitrógeno (Kengni *et al.*, 1994; Ma *et al.*, 1999; Cavero *et al.*, 2003; Ren *et al.*, 2003). Este hecho es generalizado en estudios de corta duración probablemente por su dificultad de medida directa y sus cantidades relativamente inapreciables con respecto a los otros términos del balance.

Fertilización mineral u orgánica

En una agricultura intensiva la incorporación de nitrógeno en los suelos a partir de la fijación o la deposición atmosférica es insuficiente. Es preciso el aporte de cantidades suplementarias de nitrógeno para asegurar el rendimiento óptimo de un cultivo (Addiscott *et al.*, 1991). La incorporación de una cantidad adicional de N en un suelo para la producción de cultivos se realiza, en general, mediante enmiendas orgánicas (estiércol, purines, gallinaza, fangos de depuradora, etc.) o fertilizantes minerales (abonos simples, compuestos, de liberación gradual, etc.).

Las prácticas de fertilización nitrogenada en cultivos varían según el tipo del cultivo y la zona del mundo donde se practican. En el apartado 3.3.3 se exponen con mayor detalle las prácticas habituales para el cultivo y la zona agrícola tratados en el presente trabajo.

3.2.4.2. Transformaciones

Los dos procesos de transformación bioquímica de las distintas fracciones de nitrógeno que se encuentran en el suelo se definen como la mineralización y la inmovilización. La mineralización-inmovilización se produce de forma simultánea en el suelo por lo que es muy difícil predecir ambos de forma separada (Mary y Recous, 1994).

Mineralización – inmovilización

Aunque ambos procesos ya se han definido en el apartado 3.1.2.1, básicamente la mineralización consiste en la transformación del N del suelo de formas orgánicas (proteínas, ácidos nucleicos, azúcares,...) a inorgánicas (NH_4^+ , NH_3 , NO_2^- , NO_3^- ,...) con

una tasa anual del 1 o 2 %. La velocidad de mineralización se ve afectada por varios factores como la composición de los sustratos orgánicos a descomponer (relación C/N) o la temperatura, la humedad, la aireación y el pH del suelo (Vinten y Smith, 1993).

Por su lado, la inmovilización es el proceso inverso a la mineralización puesto que consiste en la incorporación de N inorgánico presente en el suelo a los tejidos de los microorganismos del suelo. En otras palabras, los microorganismos en el proceso de mineralización de la materia orgánica del suelo precisan de moléculas inorgánicas de N para su crecimiento.

El proceso global de mineralización-inmovilización está estrechamente relacionado con la relación C/N del medio (De Neve y Hofman, 1996; Chaves *et al.*, 2004). En un suelo agrícola las relaciones C/N generalmente se encuentran en el estrecho límite de entre 10 y 12 (Young y Aldag, 1982). En general, los restos de cosecha tienen una relación C/N superior. Por ejemplo la alfalfa, el maíz y la paja de cereal de invierno tienen, respectivamente, unas relaciones C/N de 20, 60 y 80 (Haynes, 1986). Cuando en una parcela agrícola se incorporan en el suelo residuos de cosecha éste incrementa su relación C/N. Tal como se muestra de forma simplista en la Figura III 9 el hecho de aplicar restos de cosecha en una parcela agrícola tiene por respuesta el aumento inicial de N inmovilizado y el descenso de N inorgánico. Una respuesta que es, por lo general, más acusada y prolongada en el tiempo cuánto mayor es la relación C/N de los restos de cosecha. La dinámica de transformación de N orgánico a N inorgánico se activa de nuevo cuando la biomasa microbiana logra niveles suficientemente altos (relaciones C/N = 36,6 según Chaves *et al.* (2004)) para hacer frente a la degradación del carbono orgánico. A partir de entonces predomina el proceso de mineralización en el suelo.

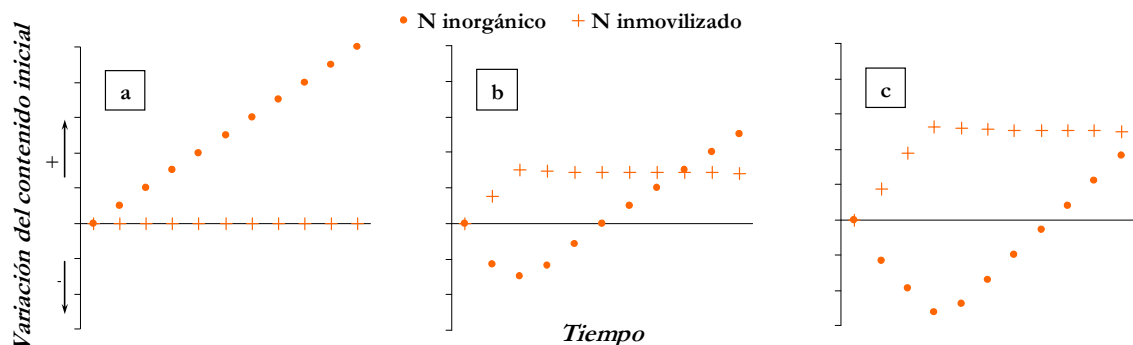


Figura III 9. Incidencia de la relación C/N sobre la variación de las fracciones de N inorgánico y N inmovilizado de un suelo agrícola justo después de (a) no aportar materia orgánica; (b) aportar residuos de cosecha con baja relación C/N y (c) aportar residuos de cosecha con alta relación C/N. (Fuente: Elaboración propia)

Otros factores influyen positivamente en la tasa neta de mineralización en un suelo agrícola. Campbell *et al.* (1984) y Quemada y Cabrera (1997) determinan la temperatura óptima de mineralización en 35 °C, aunque ésta se puede producir entre 5 y 40 °C. El contenido de agua del suelo también tiene influencia positiva en la tasa de mineralización (Quemada y Cabrera, 1997; Paul *et al.*, 2003; Ren *et al.*, 2003). Rodrigo *et al.* (1997) y Paul (2001) hacen revisiones exhaustivas de las relaciones encontradas por muchos autores para describir mediante funciones analíticas la influencia de la temperatura y el contenido de agua en la velocidad de mineralización de un suelo.

La determinación de las cantidades de N mineralizado en suelos agrícolas es una tarea difícil de generalizar. Se han llevado a cabo multitud de ensayos, generalmente en suelos sin cultivo, a nivel de parcela (Campbell *et al.*, 1988; De Neve y Hofman, 1998; Delphin, 2000), con lisímetros (Ren *et al.*, 2003) o en columnas de suelo en laboratorio (Quemada y Cabrera, 1997; De Neve y Hofman, 1998; Delphin, 2000; Chaves *et al.*, 2004) para poner a punto modelos que permitan predecir la cantidad neta de nitrógeno producida por mineralización-inmovilización. En consecuencia, durante las últimas décadas han ido apareciendo métodos de cálculo para tal efecto (De Neve y Hofman, 1996; De Neve *et al.*, 1996; Mary *et al.*, 1999; Benbi y Richter, 2002). Sin embargo, algunos de estos métodos tienen el inconveniente de no ser fácilmente extrapolables a situaciones ligeramente alejadas de las condiciones de ensayo o, como constata Delphin (2000), a veces resultan inapropiados. No obstante, ante la posibilidad de no disponer de datos de mineralización los resultados estimados de dichos modelos pueden ofrecer una buena aproximación. Tanto es así que la totalidad de modelos de cultivos utilizados como herramientas para el análisis de aspectos agronómicos y ambientales incorporan modelos de simulación de la dinámica del C-N como es el caso de Molina *et al.* (1983), Godwin y Jones (1991), Bradbury *et al.* (1993) o Brisson *et al.* (1998), entre otros.

Algunas aproximaciones se pueden obtener de resultados experimentales de ensayos similares al del presente trabajo. En este sentido, Campbell *et al.* (1988) en un suelo franco y durante 73 días de verano en cultivo (irrigado) de maíz obtuvieron una tasa media de mineralización de 1,1 kg N/ha·día. En condiciones similares Delphin (2000) contabilizó una tasa de mineralización neta de 1 kg N/ha·día. En cuanto al nitrógeno inmovilizado, Mary *et al.* (1999) en un suelo franco sin cultivo observaron que después de enterrar la paja del trigo (C/N = 80) se inmovilizaron del orden de 20 a 35 kg N/ha más que en los tratamientos sin incorporación de restos del cultivo anterior.

3.2.4.3. Pérdidas

Las pérdidas de nitrógeno en un suelo agrícola están ligadas a fenómenos de orígenes diversos. Así, por ejemplo, existen pérdidas gobernadas por fenómenos físicos como es la lixiviación hacia capas profundas; por fenómenos químicos como pueden ser la volatilización del amonio del suelo o la desnitrificación química y por fenómenos biológicos como la absorción y las pérdidas gaseosas de las plantas o la desnitrificación biológica.

Absorción de las plantas

La absorción de nitrógeno del suelo por un cultivo es esencial por el papel que juega el nitrógeno durante la fase de crecimiento y desarrollo. El nitrógeno forma parte constitutiva de la molécula de clorofila, es un componente esencial de los enzimas y también de los aminoácidos, unidades elementales para la formación de proteínas. La absorción de N del suelo es un proceso, entonces, de remarcable importancia para alcanzar buenos rendimientos (cantidad de materia seca) y productos vegetales de calidad (contenido en proteínas).

Las raíces de las plantas extraen el nitrógeno del suelo preferentemente en forma de nitrato (N-NO_3^-), aunque también pueden absorber formas amoniacaes (N-NH_4^+). La baja atracción iónica entre los coloides del suelo y el anión nitrato favorece la incorporación a través del tejido vegetal de las raíces del NO_3^- por flujo de masa (de agua) (Olson y Kurtz, 1982).

La cinética de absorción del nitrógeno del suelo depende de ⁽¹⁾ la transpiración que gobierna el flujo de absorción de agua por parte de las raíces; ⁽²⁾ el contenido de nitrógeno del suelo que, en su defecto, es un factor limitante y ⁽³⁾ el metabolismo de la planta el cual depende del estado fenológico de desarrollo. Consecuentemente, tanto las condiciones edáficas del suelo (textura, densidad aparente,...) como las climáticas (especialmente la temperatura y la humedad) tienen, también, influencia sobre la absorción de N del suelo.

El maíz tiene un comportamiento característico en la absorción del N del suelo. Este cultivo es especialmente exigente durante su desarrollo vegetativo (estadio V6 a V18). Durante este período, que dura aproximadamente unas 5 semanas, se extraen el 60% de las necesidades totales de N por la planta (Figura III 10). Una reducción en la cinética de absorción durante este período puede conllevar problemas posteriores de llenado de grano y, en consecuencia, de rendimiento del cultivo. Subedi y Ma (2005) concluyeron que la restricción de nitrógeno en híbridos de maíz a partir del estadio V8 puede significar pérdidas del 22% del rendimiento final y del 53% de las extracciones de N. Por otro lado, restricciones de N entre la siembra y V8 se traducen en una reducción del 30% del rendimiento.

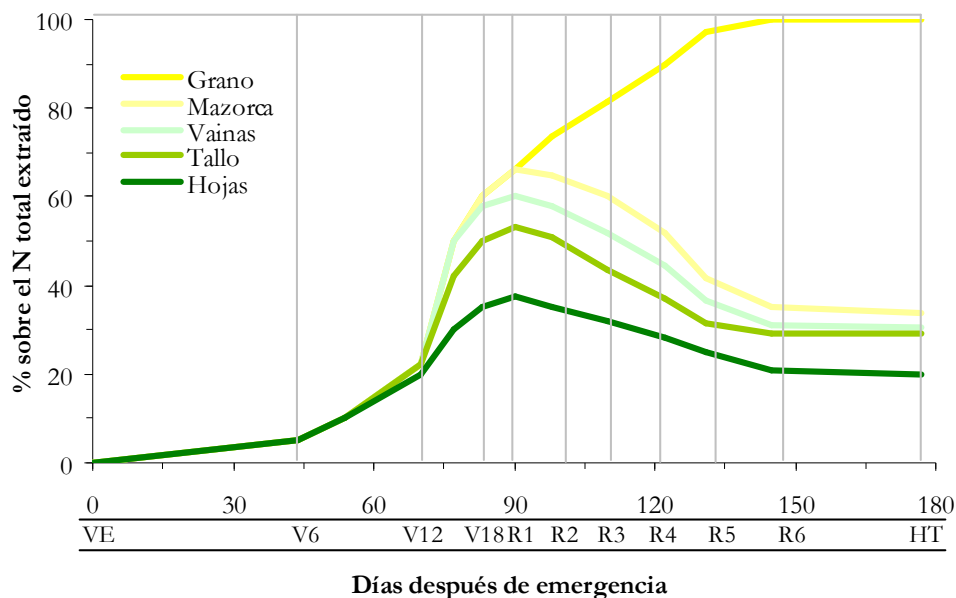


Figura III 10. Evolución de las extracciones de nitrógeno de las diferentes partes del cultivo del maíz. (Adaptado de Ritchie *et al.* (1993))

La demanda de N por parte del cultivo para un rendimiento óptimo está alrededor de 23 a 28 kg N/ha y tonelada producida de maíz. Esto significa que para la producción de 10 Mg de grano/ha el cultivo podría precisar entre 200 y 300 kg de N/ha durante todo el ciclo del cultivo. De todas maneras, esta ratio unitaria de extracciones es variable según el manejo de la fertilización y el riego en el maíz, pudiéndose conseguir ratios de 17 kg N/ha·Mg en condiciones de bajos rendimientos en grano (Díez *et al.*, 2000), hasta requerimientos de 33 kg N/ha·Mg en situaciones de elevadas producciones de grano (Katsvairo *et al.*, 2003).

Otro de los fenómenos que ocurren con el nitrógeno una vez se ha incorporado en los tejidos de la planta de maíz es la translocación de las partes vegetativas (principalmente hojas) a tejidos reproductivos (granos) una vez finalizado el crecimiento de la planta (Olson y Kurtz, 1982).

Volatilización

Las pérdidas por volatilización tienen su origen en el complejo equilibrio del suelo en el que intervienen sus propiedades químicas (pH, contenido de CaCO_3 , capacidad de intercambio catiónico), sus condiciones climatológicas (temperatura, contenido de agua, viento) y sus prácticas agrícolas (frecuencia y dosis de riegos, forma de aplicación y tipo de fertilizante).

La volatilización del amonio del suelo depende del equilibrio $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3$. Suelos con pH superiores a 7 desplazan el equilibrio químico del suelo hacia NH_3 que se volatiliza. La acidez que se genera con la liberación de protones se neutraliza con la presencia de los aniones CO_3^- y HCO_3^- de manera que, suelos con alto contenido en carbonato y/o bicarbonato, son más propensos a pérdidas de amonio por volatilización (Hofman y van Cleemput, 2001). En suelos con $\text{pH} < 7$ las pérdidas por volatilización son prácticamente inapreciables (Jambert *et al.*, 1997; Bundy, 2001), aunque se pueden llegar a producir justo después de la aplicación de un fertilizante (Hofman y van Cleemput, 2001).

El incremento de la temperatura es un factor que favorece positivamente a la volatilización del amonio del suelo (Sainz-Rozas *et al.*, 1997, 2004; He *et al.*, 1999; Bundy, 2001). El efecto del contenido de agua en el suelo depende de si el agua es aplicada antes o después del fertilizante. Así, en suelos con condiciones iniciales (previas a la aplicación del fertilizante) con alto contenido de agua se favorece la volatilización (Fenn y Escarzaga, 1977; Sigunga *et al.*, 2002). En cambio, Fenn y Escarzaga (1976) y Bundy (2001) afirman que una vez aplicado el fertilizante la evaporación o bajos contenidos de agua en el suelo favorecen la volatilización.

El tipo de fertilizante también tiene una clara influencia en la pérdida por volatilización de NH_3 . Hofman y van Cleemput (2001) anuncian mayores pérdidas por volatilización en fertilizantes orgánicos que en minerales. Entre estos últimos, He *et al.* (1999) y Sigunga *et al.* (2002) en ensayos de laboratorio concluyen que el potencial de pérdida por volatilización de NH_3 son relativamente superiores para la urea y el sulfato amónico que para el nitrato amónico.

El manejo de los fertilizantes en el momento de su aplicación en el campo también se presenta como un factor influyente. Muchos autores, entre ellos Bundy (2001), Hofman y van Cleemput (2001), Sigunga *et al.* (2002) y Delgado *et al.* (2008) afirman que las pérdidas son máximas cuando el fertilizante se aplica sobre la superficie del suelo. Las pérdidas se reducen, aunque no completamente, si el fertilizante se incorpora en el suelo aunque solo sea a 5 cm de profundidad (Sigunga *et al.*, 2002).

Se aprecia la multitud de factores que influyen en las pérdidas por volatilización de amoníaco de un suelo agrícola. Según la combinación de estos factores un suelo puede llegar a no tener pérdidas por volatilización (Jambert *et al.*, 1997) o que éstas sean muy significativas y lleguen a representar el 20% del N amoniacal aplicado (Bundy, 2001; Sigunga *et al.*, 2002) o hasta el 30% (Mahmood *et al.*, 1998; Hofman y van Cleemput, 2001). Sainz-Rozas *et al.* (2004) estiman las pérdidas de N por volatilización en maíz de siembra directa del 3 al 9% en dosis bajas de fertilizante (70 kg N/ha), del 5 al 12% en dosis medias (140 kg N/ha) y del 8 al 14% en dosis altas (210 kg N/ha).

Desnitrificación

Las pérdidas de nitrógeno del suelo en forma gaseosa como óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO) y nitrógeno gas (N_2) se asocian generalmente al proceso de desnitrificación aunque las dos primeras moléculas también se liberan en los procesos de nitrificación.

La desnitrificación es el proceso de transformación de nitratos a moléculas gaseosas que se produce en un medio reductor (en ausencia de oxígeno) en el que intervienen las bacterias anaeróbicas del género *Pseudomonas*. Otros factores ambientales también afectan a las pérdidas gaseosas por desnitrificación (Gispert, 1999). Según Aulakh *et al.* (1983) temperaturas superiores a 5 °C son necesarias para observar tasas de desnitrificación significativas; el rango óptimo de temperaturas parece estar entre 20 y 40 °C (Keeny *et al.*, 1979). El pH óptimo se sitúa entre 7 y 8 (Granli y Bøckman, 1994). Altos contenidos de nitrato junto con elevados contenidos de materia orgánica incrementan, también, las tasas de desnitrificación de los suelos (Mahmood *et al.*, 1998; Hofman y van Cleemput, 2001; Lark *et al.*, 2004). Las condiciones que favorecen el ambiente reductor en un suelo también influyen positivamente en la desnitrificación. Así, períodos prolongados con altos contenidos de agua al suelo o suelos con texturas pesadas tienen mayores pérdidas de N₂O (Teira-Esmatges *et al.*, 1998; Shelton *et al.*, 2000; van Groenigen *et al.*, 2004). El uso de inhibidores de la nitrificación en los fertilizantes logra reducir hasta un 20% las emisiones de N₂O (Linzmeier *et al.*, 2001). El fraccionamiento del fertilizante y el manejo del riego en un cultivo de maíz pueden llegar a ser determinantes para una reducción significativa de las pérdidas de óxido nitroso y óxido nítrico (Sainz-Rozas *et al.*, 2001b).

Numerosos estudios se han llevado a cabo con el fin de predecir las pérdidas gaseosas por desnitrificación. El IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), basándose en un estudio de Bowman (1996), asume las pérdidas de óxido nitroso de un suelo como 1,25 + 1% del N aplicado (Smith *et al.*, 2000). Sin embargo, las pérdidas gaseosas por desnitrificación incluyen, además, la emisión a la atmósfera de NO y N₂. En este sentido, Hofman y van Cleemput (2001) estiman que las pérdidas anuales por desnitrificación en un suelo agrícola pueden llegar a ser del orden de 20 a 30 kg N/ha. De todas maneras, en suelos de textura media con cultivo irrigado de maíz las pérdidas por desnitrificación durante el ciclo del cultivo no superan los 12 kg N/ha (Mahmood *et al.*, 1998; Teira-Esmatges *et al.*, 1998) siendo los valores más comunes entre 3 y 9 kg N/ha para aplicaciones próximas a los 220 kg N/ha de fertilizante (Sainz-Rozas *et al.*, 2001b; van Groenigen *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2005). Sainz-Rozas *et al.* (2004) obtuvieron pérdidas por desnitrificación en cultivo de maíz en siembra directa del orden de 4 a 12 kg N/ha para dosis bajas de fertilizante (70 kg N/ha), de 5 a 15 kg N/ha para dosis medias (140 kg N/ha) y de 7 a 15 kg N/ha para dosis altas (210 kg N/ha).

Lixiviación

La lixiviación de nitratos es una de las vías más comunes de pérdidas de nitrógeno en suelos agrícolas. Se produce esencialmente en forma de NO₃⁻ puesto que su carga negativa hace que no sea absorbido por el complejo arcillo-húmico del suelo, tal como sucede con las moléculas de NH₄⁺. Las moléculas de nitrato son muy solubles en el agua del suelo hecho que provoca que se desplace sin retardo con el flujo convectivo de la masa de agua. Se considera habitualmente nitrógeno lixiviado aquél que, arrastrado por el agua, llega a capas profundas del suelo donde no puede ser absorbido de nuevo por las plantas.

Sin tener en cuenta los procesos químicos a los que puede estar sometido el N en el suelo agrícola, los factores principales que influyen en la cantidad de nitrógeno lixiviado tienen, principalmente, un carácter físico. El déficit de saturación de agua junto con el contenido en nitratos del suelo son las condiciones más determinantes. A pesar de ser relativamente pocos los factores principales que afectan la lixiviación, es un fenómeno difícil de estimar debido a la heterogeneidad de la distribución de nitratos en el suelo y de la capacidad de retención del agua del suelo (Cameron *et al.*, 1979; White, 1988).

El manejo de una parcela agrícola puede llegar a influir fuertemente en este fenómeno de transporte de nitratos hacia capas profundas. Prácticas como riegos poco eficientes y

sobrefertilización aumentan el riesgo de lixiviación cuando el cultivo está presente en el campo (Hergert, 1986; Saad y Quílez, 1998, Lafoile *et al.*, 2000; Cameira *et al.*, 2003; Cavero *et al.*, 2003; Gehl *et al.*, 2005). En el período intercultivo el riesgo es elevado cuando, antes del inicio de una estación húmeda, existe un alto contenido de nitrógeno residual en el suelo (Kengni *et al.*, 1994; Moreno *et al.*, 1996; Yadav, 1997; Ünlü *et al.*, 1999; Casey *et al.*, 2002; Cameira *et al.*, 2003).

Influir sobre el mantenimiento de bajos contenidos de N-NO_3^- en el suelo en momentos con riesgo de percolación profunda reduce el riesgo de lixiviación. En este sentido se aplican prácticas como los cultivos captadores de nitrógeno (Martínez y Guiraud, 1990; Thorup-Kristensen y Nielsen, 1998; Dorsainvil, 2002; Rodrigues *et al.*, 2002; Duran, 2003; Beaudoin *et al.*, 2005; Macdonald *et al.*, 2005; Justes *et al.*, 2009; Constantin *et al.*, 2010), el trabajo del suelo (Randall, 1990; Yadav, 1997), el fraccionamiento de los aportes de fertilizante (Gehl *et al.*, 2005) o el uso de fertilizantes de liberación gradual (Timmons, 1984; Díez *et al.*, 2000; Hähndel y Zerulla, 2001; Zerulla *et al.*, 2001; Carrasco, 2002; Carrasco y Lezana, 2002).

3.3. PRÁCTICAS CULTURALES

3.3.1. LA PLANTA: EL MAÍZ

3.3.1.1. Importancia productiva

El maíz (*Zea mays* L.) es un cultivo de unos 7.000 años de antigüedad originario de América Central. Desde el punto de vista alimenticio, el maíz siempre ha tenido una gran importancia en las comunidades que lo cultivaron. Tanto es así que existen indicios arqueológicos e históricos de la presencia del maíz en las distintas culturas destacadas de la América precolombina.

Actualmente (datos del año 2008) el maíz es el primer cereal en producción a nivel mundial con el 33% de las poco más de 2.500 millones de toneladas anuales que se producen de cereales en grano (FAO, 2011b). En importancia productiva a nivel mundial siguen al maíz los cultivos del trigo y el arroz con porcentajes, en ambos, del 27%. Con datos actualizados del año 2008, la FAO (2011b) (ver Tabla III 2) cuantifica la superficie cultivada de maíz a nivel mundial en 161 millones de hectáreas. Desde principios de los años noventa el cultivo de maíz a nivel mundial ha incrementado la producción en un 71% y la superficie cultivada en un 23%. Este hecho constata la mejora experimentada en los rendimientos del cultivo a nivel mundial que pasaron de los 3,68 t/ha en el año 1990 a los 5,13 t/ha de media en el 2008.

Los Estados Unidos y China son los principales productores de maíz a nivel mundial; juntos producen casi el 60% del maíz total (FAO, 2011b). La tabla siguiente muestra las producciones, superficies y rendimientos medios de los principales países productores de maíz del mundo.

Tabla III 2. Producción, superficie y rendimiento medio del cultivo del maíz para los principales países productores a nivel mundial el año 2008. (Fuente: FAO (2011b))

País	Producción		Superficie		Rendimiento (Mg/ha)
	(Mg·10 ⁶)	(%)	(ha·10 ⁶)	(%)	
Estados Unidos	307,1	37,2%	31,8	19,7%	9,66
China	166,0	20,1%	29,9	18,5%	5,56
Brasil	58,9	7,1%	14,4	9,0%	4,08
México	24,3	2,9%	7,4	4,6%	3,31
Argentina	22,0	2,7%	3,4	2,1%	6,45
India	19,7	2,4%	8,3	5,2%	2,38
Indonesia	16,3	2,0%	4,0	2,5%	4,08
Francia	15,8	1,9%	1,7	1,1%	9,29
Mundo	826,2	100%	161,1	100%	5,13 (*)

(*) Valor promedio mundial.

En Europa, Francia es la máxima productora con 15,8 millones toneladas anuales en 2008. España se encuentra en el 9º puesto del ranking de productores europeo con poco más de

3,6 millones de toneladas de maíz al año con un rendimiento medio de 9,9 t/ha (FAO, 2011b).

Dentro de la comunidad autónoma de Catalunya, en el año 2009, se produjeron casi 121.000 toneladas de maíz forrajero (en fresco) y 337.000 toneladas de grano de maíz. En cuanto a la producción de cereal en grano, en Catalunya el maíz ocupa el segundo lugar en producción después de la cebada con poco más de 623.000 toneladas de producción anuales. La superficie cultivada del maíz en Catalunya es de 38.179 ha, un valor que está lejos de la superficie cultivada de trigo y cebada, los dos principales cereales de invierno, que en 2009 estuvo próxima a las 270.000 ha (DAR, 2009).

En Catalunya el maíz se produce mayoritariamente en áreas de regadío. La proporción de maíz en áreas de secano es del 8,4%. El rendimiento productivo del cultivo en áreas de secano y regadío varía sensiblemente, siendo en regadío hasta cuatro veces superior. Los rendimientos medios en Catalunya se sitúan en 9,0 t/ha en regadío frente a los 6,1 t/ha en secano (DAR, 2009).

En la provincia de Girona, el año 2009, se cultivaron 7.950 ha de maíz. Se produjeron en total unas 88.000 toneladas de grano (un 26% del total producido en Catalunya). El rendimiento medio de las parcelas con aporte de agua mediante sistemas de riego fue de 11,5 t/ha (DAR, 2009).

Las comarcas de la provincia de Girona con más superficie agrícola destinada al cultivo del maíz son el Alt Empordà i el Baix Empordà (DAR, 2006). Concretamente en la comarca del Baix Empordà es donde, junto con las plantaciones de frutales, el maíz tapiza los campos de cultivo en verano. Los problemas asociados al manejo del riego y la fertilización nitrogenada asociada al cultivo del maíz tienen, por lo tanto, una incidencia económica y medioambiental significativa en esta región.

3.3.1.2. Morfología, crecimiento y desarrollo

El maíz (*Zea mays* L.) es una gramínea anual de unos 2 a 3 metros de altura y con un desarrollo rápido. Tiene un sistema radicular fasciculado y potente que puede llegar hasta los 120 cm de profundidad aunque el 70% de la actividad radicular se localiza en los primeros 60 cm de suelo (Rogers, 1994). Durante su crecimiento desarrolla hojas largas y envolventes al tallo. Es una planta monoica (desarrolla flores femeninas y masculinas en una misma planta) (Figura III 11). La flor masculina aparece coronando la planta y también recibe el nombre de espigón o penacho. Por otro lado, las flores femeninas -o espigas- se localizan en algunas bases de las hojas repartidas a lo largo del tallo. La fecundación de cada una de las flores femeninas da lugar a un grano. Los granos se sostienen entorno de la raspa o zuro y, juntos, forman la mazorca. La mazorca se desarrolla durante el ciclo vegetativo envuelta por las espigas.

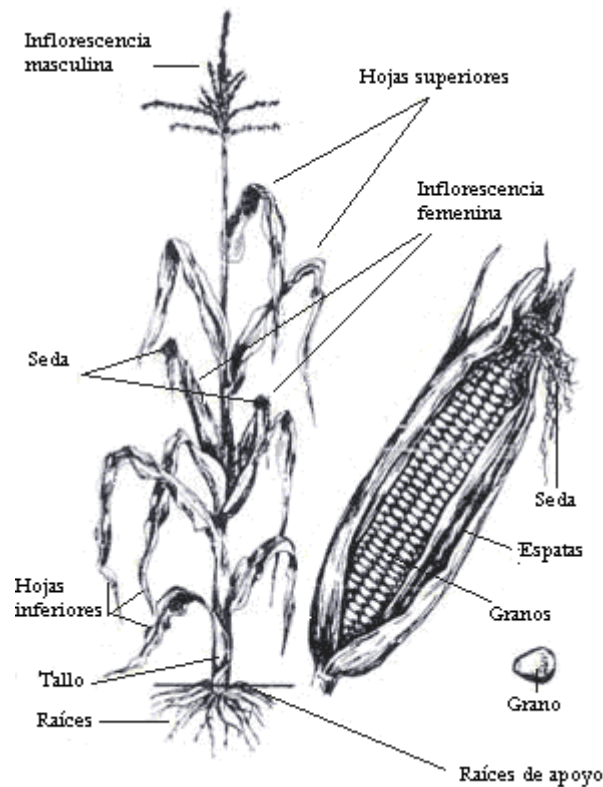


Figura III 11. Identificación de las partes de la planta y la mazorca del maíz. (Adaptado de Ritchie *et al.* (1993))

Las fases de crecimiento que se describen en las plantas de maíz consisten en la germinación, la emergencia, el crecimiento, la floración, la fructificación, la maduración y el secado. Ritchie *et al.* (1993) describen en profundidad la evolución del desarrollo de las plantas de maíz e identifican éste en diferentes estadios. Los principales estadios de desarrollo del maíz se dividen en vegetativos (V) y reproductivos (R) (Tabla III 3).

Tabla III 3. Estadios fenológicos (vegetativos y reproductivos) de la planta de maíz. (Fuente: Ritchie *et al.* (1993))

Estadios vegetativos	Estadios reproductivos
VE - emergencia	R1 - floración femenina
V1 - 1ª hoja	R2 - formación del grano
V2 - 2ª hoja	R3 - grano lechoso
V3 - 3ª hoja	R4 - grano pastoso
...	R5 - grano vítreo
V(n) - nª hoja	R6 - madurez fisiológica
VT - aparición inflorescencia masculina	HT - cosecha

En cada estadio vegetativo el maíz se caracteriza por realizar alguna función fisiológica importante. Para tal efecto la planta está condicionada a factores externos como pueden ser la temperatura, la disponibilidad de agua en las raíces, la incidencia de luz, la disponibilidad

de principios nutritivos, etc. Un buen manejo del cultivo significa que éste pueda disponer de los *inputs* necesarios para el buen desarrollo de la planta en el momento y la cantidad que necesite. En este sentido, Coffman (1998) enumera los estadios que considera críticos para el desarrollo del cultivo. La germinación, es el primer estadio crítico por sus requisitos en temperatura ($T \geq 10 \text{ }^\circ\text{C}$) y humedad ambiental. El segundo estadio crítico es el V6 - momentos antes de una rápida elongación del tallo- cuando todos los nutrientes (en general fertilizantes) deben haber sido puestos a disposición de la planta. En el estadio V12 se definen el número de granos por espiga, es decir, se establece el potencial de producción de la planta. Sin embargo, es entre los estadios V15 y R2 cuando la falta de agua por parte del cultivo puede afectar al llenado del grano siendo, en consecuencia, el período más crítico. Finalmente, es conveniente mantener un cierto contenido de agua (suelo húmedo) a disposición de la planta hasta la madurez fisiológica (R6) cuando el grano ya no acumula más biomasa y empieza la fase de secado natural.

La aparición de las distintas fases de crecimiento del maíz varían en función de las características varietales y ambientales. Esta característica se refleja en el desarrollo de las variedades de maíz en función de los grados-día acumulados (*GDA*) que es un sumatorio de temperaturas medias diarias desde el momento de la siembra del cultivo, calculado según la ecuación [IV.19]. La Figura III 12 muestra como los *GDA* es una característica varietal que condiciona el desarrollo -en este caso se indica el tiempo hasta que el maíz es recolectado (HT)- de una variedad en una misma región según las condiciones climáticas de la campaña.

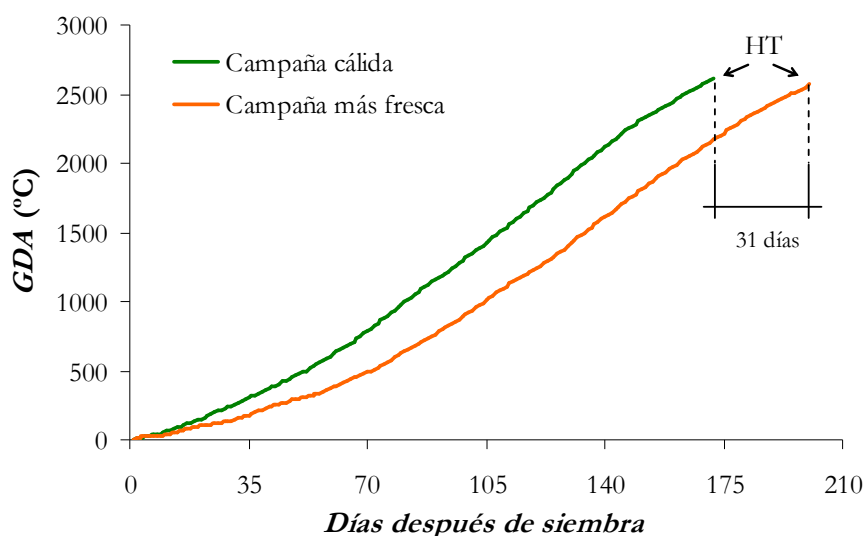


Figura III 12. Grados-día acumulados (*GDA*) por una misma variedad de maíz en campañas de cultivo distintas según sus condiciones climáticas: cálida y más fresca. (Fuente: Elaboración propia)

Otra característica varietal es el índice de área foliar (*LAF*), es decir, la superficie de hoja por unidad de superficie de suelo. En maíz es un parámetro importante puesto que es directamente proporcional a su capacidad de captar la luz solar. En otras palabras, un *LAF* elevado es indicativo del potencial de la planta para interceptar la energía que podrá transformar en biomasa vegetal. El buen estado sanitario, hídrico y nutritivo del cultivo favorece, sin duda, la expresión del potencial de desarrollo de las hojas del cultivo. Esta característica -con un marcado componente varietal (Birch *et al.*, 2003)- permite ser

interpretada en sentido inverso correlacionándola con las prácticas agronómicas del cultivo de maíz (Boedhram *et al.*, 2001; Loecke *et al.*, 2004; Artigao *et al.*, 2005).

3.3.1.3. Necesidades de agua

El maíz es, debido principalmente a su elevada producción de biomasa, un cultivo relativamente exigente en agua. Consume de media a razón de unos 65 a 70 m³/ha y día entre las fases iniciales de desarrollo del cultivo hasta su madurez fisiológica (Critchley y Siegert, 1991).

El crecimiento óptimo de las plantas de maíz requiere un nivel de humedad constante en el suelo. Para poder cumplir esta condición, es preciso que a medida que el cultivo se desarrolla y acumula biomasa, también aumenten, casi de forma análoga, las aportaciones de agua. En otras palabras, las necesidades de agua del maíz aumentan con el crecimiento del cultivo, es decir, con el aumento de las pérdidas de agua por evapotranspiración (Figura III 13).

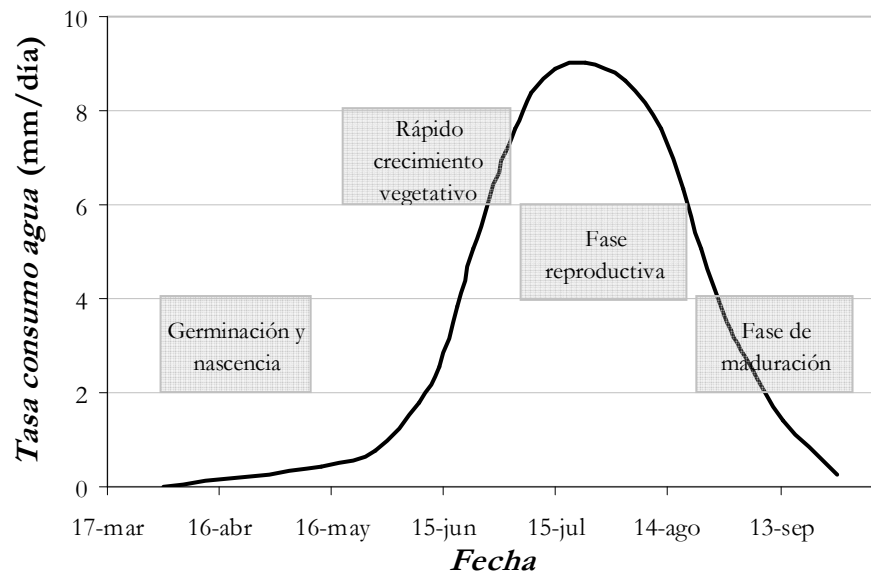


Figura III 13: Tasa de consumo de agua en maíz según sus fases de desarrollo. (Adaptado de Rogers (1994))

Existen diferentes estadios fenológicos del maíz que son especialmente sensibles a la falta de agua en el suelo. De esta manera, en su defecto, el contenido de agua del suelo puede llegar a penalizar la producción potencial de la variedad de maíz. Muchos autores -entre ellos Ritchie *et al.* (1993), Rogers (1994) o Coffman (1998)- coinciden en definir efectos del estrés hídrico sobre la planta según su estadio fenológico. Durante la fase de nascencia y emergencia (VE), aunque no se precisen grandes cantidades de agua, es preciso mantener el suelo con un nivel idóneo de humedad. Posteriormente, durante la fase de fuerte crecimiento vegetativo (de V6 a V15) la falta de agua puede afectar al número de granos aunque la planta es relativamente más tolerante al estrés hídrico. En cambio, las dos semanas anteriores y posteriores a la floración masculina (VT) es considerada la etapa en la que el maíz es más sensible a la falta de agua pudiendo afectar tanto al número como al

tamaño de los granos. Finalmente, es recomendable mantener la humedad del suelo hasta madurez fisiológica (R6) para asegurar una producción máxima.

Las necesidades totales de agua para todo el ciclo cultural del maíz se encuentran entre los 500 y 800 mm (Critchley y Siegert, 1991). Rogers (1994) estima que las necesidades de agua de las variedades más cultivadas en Estados Unidos varían entre 608 y 762 mm/año. Llanos (1984) cuantifica las necesidades de agua del maíz en 600 mm/año y Rovira (2005) en cerca de 700 mm/año.

3.3.2. EL RIEGO

El maíz es un cultivo extensivo e intensivo. Extensivo en el sentido que ocupa grandes superficies de cultivo, e intensivo porque requiere cantidades relativamente elevadas tanto de agua (riegos) como de nutrientes (fertilización). Es entonces un cultivo en el que es conveniente ser preciso en el aporte del riego y la fertilización (especialmente la nitrogenada). Excesos de agua y/o nitrógeno a nivel de parcela pueden tener efectos medioambientales negativos (Moreno *et al.*, 1996; Mailhol *et al.*, 2001; Caverro *et al.*, 2003; Guo *et al.*, 2006).

La aplicación de las dosis adecuadas a las necesidades del cultivo y la distribución uniforme del agua son los dos principales factores que influyen en el uso eficiente del agua de riego. Un riego mal adaptado a las condiciones edafoclimáticas de la zona o al cultivo es un factor de riesgo para el medio ambiente (Kengni *et al.*, 1994; Fernández *et al.*, 1996; Moreno *et al.*, 1996; Pang *et al.*, 1997; Raghuvanshi y Wallender, 1998; Lafoile *et al.*, 2000), especialmente en los casos de percolación profunda donde el agua que se infiltra transporta moléculas del ión nitrato que pueden llegar a contaminar la capa freática.

En este punto es preciso centrarse en el sistema de riego mediante el cual se aportan las cantidades de agua que precisa el cultivo y que no se alcanzan con las precipitaciones en la zona. El maíz actualmente se riega mediante riego por superficie, riego por aspersion o riego localizado. Un buen manejo de un riego en maíz es aquel que garantiza la dosis de agua requerida por el cultivo en toda su superficie y, además, reduce las pérdidas por escorrentía superficial y percolación subterránea.

En general los sistemas de riego localizado o por aspersion son los que garantizan las mejores ratios entre agua utilizada por el cultivo y agua aplicada en parcela. Este hecho es debido a que por lo general los goteros y los aspersores, en su régimen habitual de trabajo, garantizan unos caudales de riego relativamente homogéneos en toda la superficie regada. Por el contrario, en los riegos por superficie la distribución y la cantidad de agua aportados en la parcela están sujetos a la influencia de factores como el caudal de riego y las características de la superficie del suelo por donde se distribuye el agua (pendiente, infiltración, estado de humedad, rugosidad,...). Esta característica tan propia de los riegos por gravedad ha hecho que estos en general lleven asociadas más pérdidas por escorrentía y, sobretodo, por percolación profunda.

Un riego por superficie, sin embargo, puede ser muy eficiente si se moderniza y está bien manejado (Rieul y Ruelle, 2003). La dificultad del manejo del riego por superficie y el desconocimiento por parte del regante de los puntos clave donde actuar para conseguir un buen uso del agua son los principales factores que influyen a un mal uso del agua. Un buen manejo del riego por superficie en surcos puede tener eficiencias de aplicación superiores al 80% (Arbat *et al.*, 2009) y, en el mismo sentido, Clemmens (1998) considera que un riego

por superficie modernizado puede llegar a tener eficiencias entorno del 90% (valor propio de los sistemas de riego más tecnificados).

En regiones donde ya existen riegos agrícolas la modernización de los regadíos es una alternativa viable para la mejora en el uso del agua y la energía en el campo rural. Pasar de las antiguas redes de acequias de tierra con riegos por turnos a las redes a presión y a la demanda puede representar indiscutiblemente una mejora en la eficiencia del uso del agua así como en la comodidad del agricultor para efectuar los riegos. Sin embargo, las tentativas del paso del riego por gravedad a la aspersión pueden acabar siendo un fracaso. Tal fue el caso de la llanura del valle de Gharb en Marruecos (Mailhol *et al.*, 1999) donde el coste de la energía y del mantenimiento del material del riego por aspersión motivó a los organismos de gestión del riego de ese país a proponer el retorno al sistema de riego tradicional (aunque modernizado).

A día de hoy, en el contexto socio-económico del área del Empordà, se puede pensar que la mejora de la eficiencia del uso energético y del agua ligada a los regadíos pasa por la modernización de los actuales riegos por gravedad de la zona. En estudios realizados en el área del Empordà Rovira (2005) detectó elevadas pérdidas por percolación profunda (asociada a lixiviación de nitratos) en parcelas comerciales de maíz debido a los elevados tiempos de riego. Estas pérdidas en profundidad se pueden reducir mediante la modernización del riego por superficie y el adecuado manejo del riego (Poch, 2006). Una experiencia en modernización de riegos por superficie se encuentra al otro lado de los Pirineos. El gobierno francés a finales de los años ochenta y principios de los noventa impulsó un plan de modernización de los riegos por gravedad en el sureste francés que consistió básicamente en la nivelación por láser de las parcelas y la introducción de materiales adecuados para la distribución uniforme de caudales en cabecera de las parcelas. El uso de estos materiales contribuyó fuertemente a una mejora sensible de la eficiencia de los riegos (Platon y Mailhol, 1998).

3.3.2.1. La práctica del riego por superficie en surcos

El riego por superficie distribuye el agua a la parcela de riego por el suelo; es un avance del agua a través de un medio poroso y rugoso. Según la cobertura del terreno por parte del agua se diferencian tres tipos de riego por superficie. En el riego a manta la cobertura es total, en el riego en tablares y en el riego en surcos la cobertura es parcial. La diferencia entre los dos últimos yace en que los surcos que dirigen el agua están menos separados en el riego por surcos (en cada hilera de maíz).

El riego por superficie en surcos tiene un comportamiento determinado afectado principalmente por la magnitud de las variables que intervienen en él. Del comportamiento del riego resulta la cantidad de agua que se distribuye en cada punto de una parcela. Esta información tiene especial interés en los sistemas agrícolas por su efecto directo sobre el rendimiento del cultivo y el riesgo de contaminación subsuperficial por nitratos. Para determinar el comportamiento de un sistema de riego es conveniente controlar todas las variables que intervienen en él y observar como estas varían a lo largo del tiempo y/o del espacio.

3.3.2.1.1. Fases del riego por superficie

El riego por superficie se inicia con la aplicación del agua, con un caudal determinado, en el extremo superior de un surco de riego. Desde el momento que entra el agua en la parcela

de riego hasta que esta es totalmente infiltrada se considera que se produce un evento de riego.

Un evento de riego se puede dividir en fases (ver [Figura III 14](#)) según la longitud “ L ” del campo y el tiempo de corte (t_{co}). El tiempo en que la lámina de agua avanza a lo largo del surco recibe el nombre de *fase de avance*. Cuando el agua llega al final del surco ($x = L$) hasta que se corta el riego (t_{co}) se produce la *fase de almacenaje*. El tiempo que transcurre una vez cerrado el aporte de agua en cabecera (t_{co}) hasta que aparece el primer punto del suelo donde el agua se ha infiltrado completamente se conoce como la *fase de vaciado*. Finalmente, entre el inicio de la *fase de vaciado* y el momento en que toda el agua aplicada en el surco es infiltrada se produce la *fase de receso*.

La diferencia entre el tiempo de receso y el tiempo de avance en un punto determinado del surco se conoce como el tiempo de contacto o tiempo de oportunidad (τ). Es una variable importante en el riego por superficie ya que indica el tiempo en que el agua ha estado infiltrándose en un punto determinado de un surco.

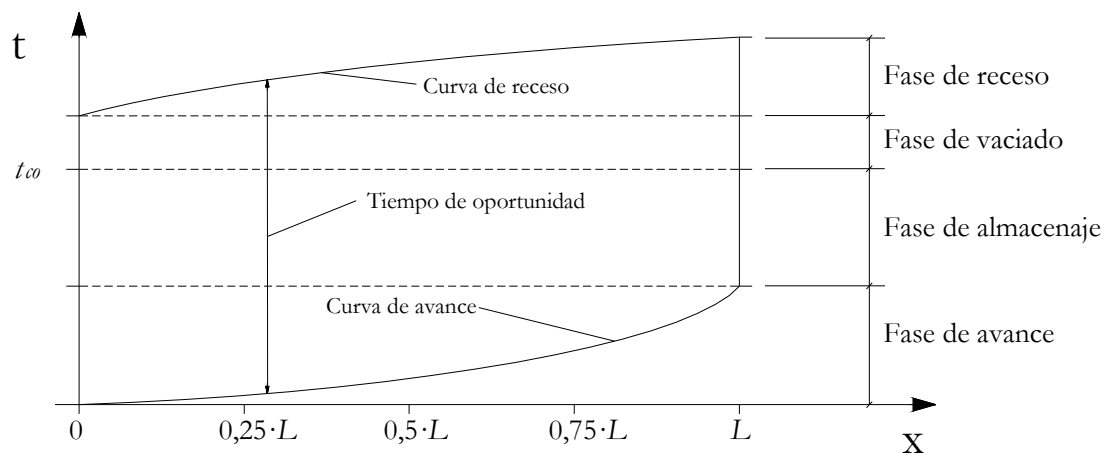


Figura III 14. Representación de las fases de un riego por superficie en surcos.

El comportamiento de un riego por superficie se caracteriza por la forma que toman las curvas representadas en la [Figura III 14](#).

3.3.2.1.2. Variables que condicionan el comportamiento del riego por superficie

Durante la fase de avance del riego, parte del agua que entra en el surco se infiltra y el resto permanece en la superficie participando en el avance. El caudal de riego, la forma del surco, la pendiente, la rugosidad hidráulica y la infiltración influyen directamente sobre la velocidad de avance del agua en el suelo y, en consecuencia, sobre el comportamiento global de un riego por superficie.

Caudal de riego

El caudal de riego (Q_{em}) afecta muy directamente a la velocidad del flujo de agua. Cuanto mayor es el caudal de riego menor es el tiempo que tarda la lámina de agua a alcanzar el extremo final del surco. En estos casos, cuando los tiempos de avance son rápidos los eventos de riego se caracterizan por ser bastante uniformes puesto que el agua alcanza prácticamente al mismo tiempo todos los puntos del suelo. Llevando el ejemplo a un

extremo, podríamos considerar que cuando el tiempo de avance al final del surco tiende a cero, el riego por superficie se podría asemejar a un riego por aspersión.

Un caudal elevado, sin embargo, implica una velocidad de avance de la lámina de agua también elevada. Es preciso ajustar la velocidad de avance del agua a las características del suelo para, así, evitar riesgos de erosión según demostraron Trout y Neibling (1993), Trout (2001) o Fernández-Gómez *et al.* (2004). Por otro lado, caudales demasiado bajos llevan asociados pérdidas de agua por percolación profunda, especialmente en los tramos iniciales del surco.

Walker y Skogerboe (1987) describen gran cantidad de técnicas y aparatos de medida del caudal en surcos de riego. Por su lado Monserrat (1990) cita que los aparatos más habituales para la medida de caudales en cabecera son los vertederos de pared delgada o los de cresta ancha.

Forma del surco

La sección transversal o forma del surco es una variable que influye en la relación entre la altura de agua en el surco y la superficie mojada en él. Tiene un efecto directo (ver apartado 3.4.1.4.2) sobre la cantidad de agua que se infiltra (ver ecuación [III.53]) en un surco de riego.

Walker y Skogerboe (1987) y Walker (1989a) aconsejan el uso del perfilómetro para la lectura de la sección transversal (ver Figura IV 10). Con las lecturas obtenidas con el perfilómetro autores como Cahoon (1995) o Strelkoff y Clemmens (2000) establecen procedimientos para ajustar los coeficientes de expresiones analíticas que relacionan variables como el área mojada, el perímetro mojado, la altura de agua o el ancho de la lámina de agua en la sección transversal de un surco (Elliott *et al.*, 1983). Estas expresiones analíticas se utilizan para tener en cuenta la forma del surco en el desarrollo y aplicación de modelos que simulan el comportamiento de este tipo de riego (Walker y Skogerboe, 1987).

Pendiente

La pendiente longitudinal (S_s) de un surco de riego tiene especial influencia en la velocidad de avance del surco. Para riegos en suelos ligeros (alta infiltración) o de longitudes de surco elevadas se suele nivelar el suelo para favorecer el avance del agua a lo largo del surco. Normalmente las nivelaciones en surcos de riego por superficie oscilan entre el 1 y el 5 por mil. En algunas situaciones se puede optar por nivelar las parcelas sin pendiente. En este caso el avance del agua a través del surco se realiza por el mismo impulso gravitacional que tiene la lámina de agua de avance.

Rugosidad hidráulica

La rugosidad hidráulica o coeficiente de rugosidad hidráulica de Manning (n) se puede entender a nivel conceptual como la resistencia que el suelo ofrece al avance de flujo de agua que circula por su superficie. Así, algunos de los aspectos que influyen en el coeficiente n de un surco de ser la presencia de terrones o de hierbas.

El coeficiente n de una superficie se deduce a partir de la fórmula de Manning (Walker y Skogerboe, 1987) en régimen permanente y uniforme del flujo de agua. Dada la dificultad que presenta establecer un régimen permanente y uniforme en un surco de riego, habitualmente se determina n a partir de valores tabulados en función de las características de los surcos (Chow, 1959). French (1992) cita esta y otras metodologías para la determinación del coeficiente de rugosidad de Manning.

La rugosidad hidráulica de un surco de riego es variable durante un evento de riego; el frente de agua sufre más resistencia al avance que el que ocurre en los puntos ya humedecidos tras de él. Este efecto debido al suelo, se une al propio efecto que puede ejercer la velocidad del flujo del agua con el coeficiente n (Trout, 1992). Tales variaciones también se registran entre eventos de riego, tal como observaron Enfandiari y Maheshwari (1998) cuantificando la variación de n a lo largo de la longitud de un surco, entre diferentes eventos de riego y en función del caudal de riego.

A pesar que el coeficiente de rugosidad de Manning es variable en un surco de riego, a menudo éste se asume constante. Esta consideración según Clemmens *et al.* (2001) se fundamenta, por un lado, en la dificultad de conocer con precisión el valor de n y, por el otro, al hecho que sus posibles variaciones se ven enmascaradas por otras incertidumbres asociadas al riego.

Infiltración

La infiltración es una de las propiedades del suelo que más influyen en el comportamiento de un riego por superficie. Este fenómeno consistente en la penetración del agua a través de los poros del suelo es altamente variable puesto que depende de parámetros -también muy variables en el espacio y el tiempo- como la estructura y la textura del suelo y el contenido previo de agua.

La naturaleza del fenómeno de infiltración así como las metodologías que actualmente existen para su cuantificación se ha tratado en el apartado 3.4.1.4.

3.3.2.2. Índices de calidad del riego

Junto con la infiltración descrita en el apartado anterior, el tiempo de oportunidad (τ) (ver Figura III 14) tiene especial interés puesto que de ambos factores depende la cantidad de agua infiltrada en un suelo. Esta cantidad de agua infiltrada en cada punto del suelo a lo largo de la longitud del surco sirve de base de cálculo -junto con los volúmenes aplicados, percolados y de escorrentía- para determinar los índices de calidad de un evento de riego.

La distribución espacial del agua a lo largo de un surco así como los distintos destinos del volumen total de riego sirvieron de base para autores como Merriam y Keller (1978), Walker (1989a) o Monserrat (1990) para definir distintos índices de calidad de riego: eficiencia de aplicación (EA), índice de percolación (IP), índice de escorrentía (IE), eficiencia de almacenaje ($EAlm$), uniformidad de distribución (UD), entre otros. A finales de los ochenta y principios de los noventa existían tantos índices de calidad del riego como autores había para definirlos. Con el propósito de estandarizar las definiciones de los índices de comportamiento del riego por superficie Burt *et al.* (1997) unificaron los criterios. Junto con ese trabajo aparecieron otros (Burt *et al.*, 1995; Clemmens y Burt, 1997; Clemmens y Solomon, 1997) en relación a la identificación, cuantificación y precisión en el cálculo de estos índices.

Los índices de calidad del riego se calculan estableciendo unos límites en el espacio y el tiempo. En el presente trabajo los índices de calidad de riego se establecen a nivel de surco de riego y durante el período que dura el evento de riego. Para ello es preciso definir previamente algunos conceptos relativos al aprovechamiento del agua por parte de los cultivos (ver Figura III 15).

La dosis de agua requerida (Z_{req}) es la cantidad de agua que es preciso aplicar en cada punto de la parcela de riego manera que se alcance la contenido de agua de capacidad de campo

(θ_v, cc) en toda la profundidad enraizable del cultivo ($p_{raíces}$). Se calcula según la siguiente fórmula:

$$Z_{req} = (\theta_v, cc - \theta_v, ini) \cdot p_{raíces} \tag{III.34}$$

donde Z_{req} es la dosis de agua requerida en cm; θ_v, cc es el contenido de agua a capacidad de campo, en cm^3/cm^3 ; θ_v, ini es el contenido volumétrico de agua justo antes de iniciar el riego, en cm^3/cm^3 ; y $p_{raíces}$ es la profundidad efectiva de las raíces del cultivo, en cm.

La dosis de agua infiltrada ponderada ($Z_{inf\ pond}$) se define como la cantidad promedio de agua infiltrada en el caso que se considerara una distribución uniforme del total de agua infiltrada en la parcela de riego. Se calcula según la ecuación [IV.10], pero en caso de conocer las dosis de agua infiltradas $Z_{inf}(x)$ a lo largo de n puntos de un surco de riego se calcula según la siguiente ecuación:

$$Z_{inf\ pond} = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (Z_{inf}(x)_i \cdot A(x)_i)}{\sum_{i=1}^{i=n} (A(x)_i)} \tag{III.35}$$

siendo $Z_{inf\ pond}$ la dosis de agua infiltrada ponderada, en cm; $Z_{inf}(x)$ la dosis de agua infiltrada en el punto x , en cm; $A(x)$ el área de infiltración de agua correspondiente al punto x , en cm^2 ; e i la identificación de los n puntos de medición.

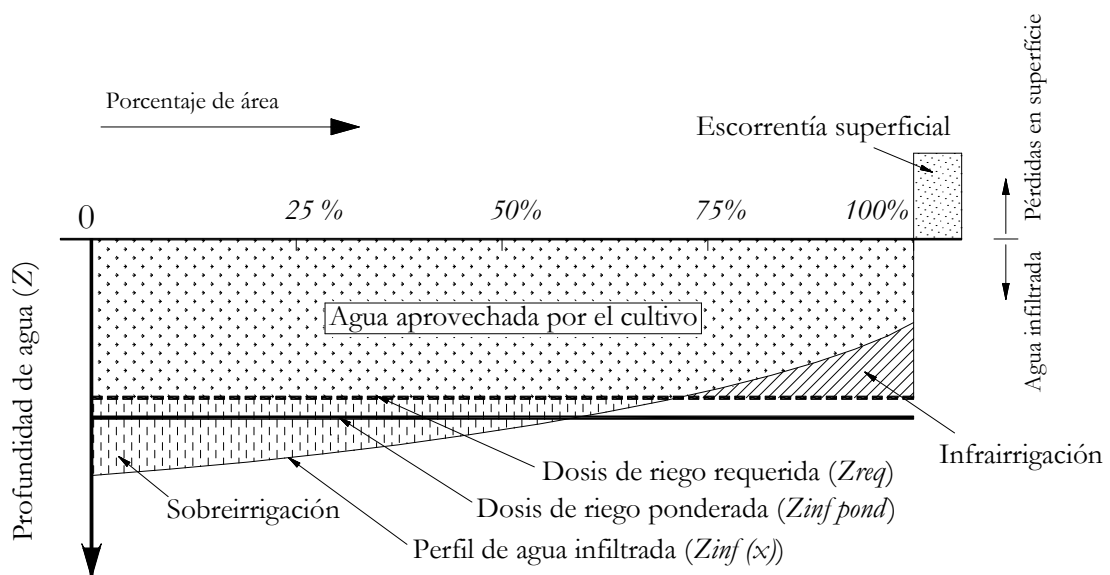


Figura III 15. Diagrama de infiltración de agua e identificación de dosis de riego para un evento de riego por superficie.

A nivel conceptual, en un riego se saca el máximo provecho del agua cuando la dosis de agua infiltrada en un punto es igual a la dosis de riego requerida. Sin embargo, no siempre ocurre así pudiéndose producir áreas de la parcela de riego infrarriegadas o sobreirrigadas (con pérdidas por percolación profunda). Al final de un evento de riego el agua que realmente es aprovechada por el cultivo es toda aquella que se ha infiltrado pero que no ha superado el límite de la dosis requerida para un punto concreto. Asimismo también se

pueden producir pérdidas de agua por escorrentía superficial en el caso de surcos o tablares abiertos. Para el caso que ocupa el presente trabajo (surcos cerrados) este tipo de pérdidas no se producen.

Los índices de calidad de riego más comúnmente utilizados y derivados de los conceptos anteriores se resumen a continuación:

$$\text{Eficiencia de aplicación (EA)} = \frac{\text{Volumen agua aprovechada por el cultivo}}{\text{Volumen total aplicado}} \quad \text{[III.36]}$$

$$\text{Índice de percolación (IP)} = \frac{\text{Volumen de sobreirrigación}}{\text{Volumen total aplicado}} \quad \text{[III.37]}$$

$$\text{Índice de escorrentía (IE)} = \frac{\text{Volumen de escorrentía superficial}}{\text{Volumen total aplicado}} \quad \text{[III.38]}$$

$$\text{Coeficiente de déficit (CDef)} = \frac{\text{Volumen de infrairrigación}}{\text{Volumen total aplicado}} \quad \text{[III.39]}$$

$$\text{Eficiencia de almacenaje (EAlm)} = \frac{\text{Vol. de agua aprovechada por el cultivo}}{Z_{req} \cdot A_{total}} \quad \text{[III.40]}$$

$$\text{Uniformidad de distribución (UD)} = 1 - \frac{\left(\sum_{i=1}^{i=n} |Z_{inf}(x)_i - Z_{inf} pond| \right)}{n Z_{inf} pond} \quad \text{[III.41]}$$

Nótese que, de las fórmulas anteriores, $EA + IP + IE = 1$. Esta igualdad, para el caso de estudio del presente trabajo (surcos cerrados) se simplifica siendo $EA + IP = 1$. En otras palabras la igualdad anterior explica como los únicos destinos del agua que se aplica en parcela son el uso por parte del cultivo o la percolación hacia capas profundas del suelo.

La eficiencia de almacenamiento ($EAlm$) indica el grado de satisfacción de las necesidades de agua del cultivo justo antes del evento de riego. Este índice de calidad junto con la EA pueden llegar a explicar la calidad de un riego por superficie sin pérdidas por escorrentía (ver [Figura III 16](#)).

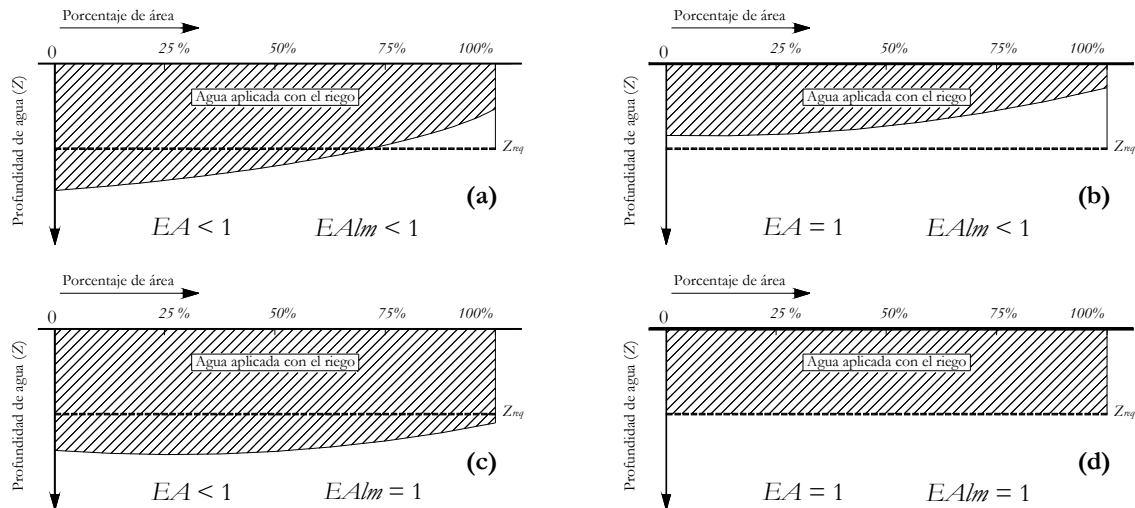


Figura III 16. Posibles situaciones de distribución en profundidad de agua en un surco cerrado después de un evento de riego.

La uniformidad de distribución (UD) es indicadora de las variaciones de profundidades de agua infiltradas a lo largo del área del surco. Cuánto menor es UD , más heterogeneidad en las dosis de agua infiltradas. El caso extremo de $UD = 1$ se produce cuando la lámina de agua infiltrada es exactamente igual en todo el área de riego (ver Figura III 16 (d)).

Otro índice de calidad del riego a escala global de toda la campaña de riego es la eficiencia de aplicación global (EA_{global}). Este índice se aplica en el conjunto del ciclo cultural de un cultivo y mide la fracción de agua de riego que es potencialmente aprovechada por el cultivo en las condiciones climáticas en que éste crece y se desarrolla. Es decir, una $EA_{global} \geq 1$ indica que los aportes totales de agua mediante el riego en todo el ciclo cultural han sido inferiores a las necesidades hídricas totales del cultivo ($\sum(E T_c - P)$) en el mismo período de tiempo. Por el contrario una $EA_{global} < 1$ indica que el riego ha excedido a las necesidades hídricas totales del cultivo y que, por lo tanto, parte de esta agua no ha sido aprovechada.

3.3.3. LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA

Tal como se ha citado en el apartado anterior, la fertilización, junto con el riego, son dos factores clave para asegurar un rendimiento final óptimo en el cultivo del maíz, especialmente alrededor de la época de floración cuando un correcto estado fisiológico permite asegurar la producción óptima.

La fisiología del maíz requiere una adecuada disponibilidad de nutrientes especialmente a partir del estadio de 5 o 6 hojas desarrolladas (ver Figura III 10). Los nutrientes disponibles en el suelo pueden limitar la producción de maíz. Es necesario, por tanto conocer los requerimientos del cultivo y ajustar las dosis de fertilizantes a aplicar.

3.3.3.1. Requerimientos nutricionales

La Tabla III 4 relaciona los requerimientos (cantidad total de nutriente absorbida por el cultivo) y las extracciones en grano de los nutrientes esenciales para producir una tonelada

de grano de maíz. Los datos -publicados por [García \(2005\)](#)- provienen de distintas fuentes nacionales e internacionales.

De los datos de la tabla se desprende que las cantidades de nitrógeno, fósforo y potasio que requiere una plantación cuya producción objetivo sea de 12.500 kg de grano por hectárea son de 275, 50 y 238 kg/ha respectivamente. Las cantidades de nutrientes que precisa un cultivo son limitantes para el óptimo desarrollo de éste. El suelo actúa como un reservorio de nutrientes aunque a menudo -especialmente para los macronutrientes y algunos micronutrientes- resulta ser insuficiente. Así pues, para asegurar un óptimo rendimiento del cultivo es preciso conocer los requerimientos del cultivo y la oferta del suelo. De la diferencia entre ambos surgen las necesidades en nutrientes aportadas mediante las prácticas de fertilización.

En la región del Baix Empordà, las prácticas habituales de fertilización consisten en los aportes de fertilizantes orgánicos y/o minerales con la intención de restituir la falta de oferta del suelo en nitrógeno, fósforo y potasio fundamentalmente. Son testimoniales las ocasiones en que se planifican aportes intencionados en el suelo del resto de macro y micronutrientes.

Tabla III 4. Requerimientos y extracción en grano de nutrientes para la producción de una tonelada de grano de maíz. (Fuente: [García \(2005\)](#))

Macronutrientes	Requerimiento	Extracción	Índice de cosecha (*)
	(kg/t)	(kg/t)	
Nitrógeno	22	15,5	0,66
Fósforo	4	3,0	0,75
Potasio	19	4,0	0,21
Calcio	3	0,2	0,07
Magnesio	3	0,8	0,28
Azufre	4	1,8	0,45
Micronutrientes	(g/t)	(g/t)	
Boro	20	5	0,25
Cloro	444	27	0,06
Cobre	13	4	0,29
Hierro	125	45	0,36
Manganeso	189	32	0,17
Molibdeno	1	1	0,63
Zinc	53	27	0,50

(*) Fracción de nutriente absorbido por el grano sobre el total requerido por el cultivo.

3.3.3.2. Diagnóstico de la fertilización nitrogenada

Las necesidades en fertilización en maíz se deducen a partir del balance entre requerimientos del cultivo y la disponibilidad del nutriente en el suelo. El diagnóstico de las necesidades de fertilización es especialmente importante en aquellos nutrientes en que su comportamiento en el suelo es relativamente complejo. En este sentido el nitrógeno, por su alta movilidad en el suelo, precisa diagnósticos más frecuentes que el resto de nutrientes como el fósforo o el potasio.

Existen en general distintos métodos para diagnosticar la fertilización de un cultivo de maíz. A menudo el uso de unos métodos no excluye los otros sino al contrario: todos aportan informaciones valiosas para el diagnóstico. La [Figura III 17](#) enumera algunas de las metodologías más utilizadas en todo el mundo para la diagnosis del estado nutricional del maíz. Se puede observar como la práctica totalidad de los métodos de diagnóstico sirven para determinar el estado nutricional de nitrógeno, reduciéndose a diagnósticos en pre-siembra para el resto de nutrientes.

El análisis de suelo es la herramienta básica y fundamental para determinar los niveles de fertilidad del suelo. Los análisis del material vegetal sirven para integrar los efectos del suelo (disponibilidad de nutrientes) y el comportamiento expresado por la plantas; son diagnósticos útiles puesto que evalúan el estado nutricional en la propia planta.

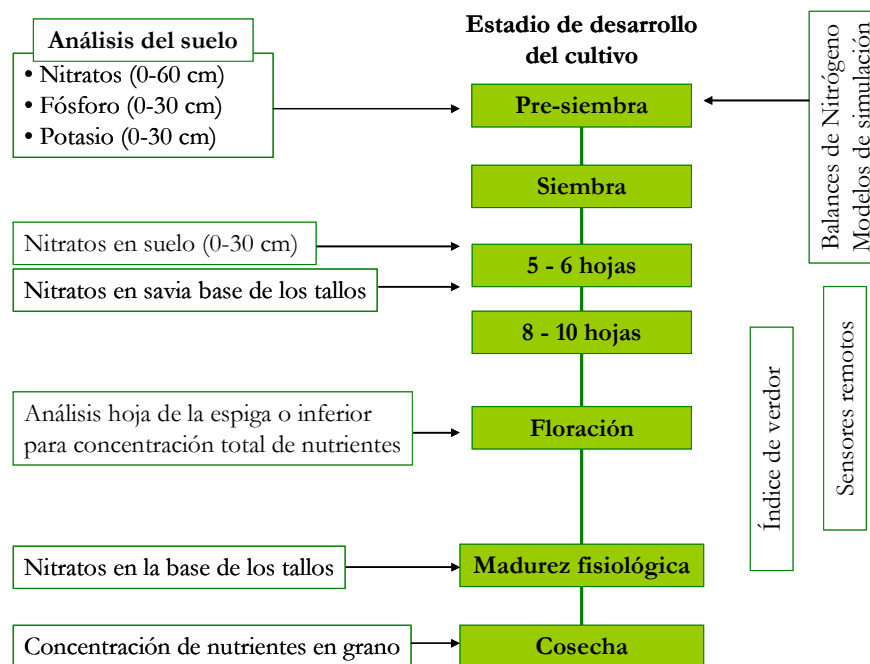


Figura III 17. Metodologías de diagnóstico para evaluar la nutrición del cultivo de maíz desde pre-siembra a cosecha. (Adaptado de [García \(2005\)](#))

Balace de nitrógeno

Este método se basa en la evaluación de las formas de nitrógeno presente en el suelo y disponible para el cultivo. Básicamente tiene por objeto determinar el nitrógeno del suelo a la siembra, la cantidad de nitrógeno mineralizado (oferta del suelo) durante todo el ciclo del maíz y las extracciones del cultivo esperadas en función de la producción objetivo.

La ecuación fundamental ([ecuación \[III.33\]](#), [apartado 3.2.4](#)) para realizar el balance de nitrógeno en una profundidad de suelo concreta permite obtener la cantidad de nitrógeno que es preciso aportar en forma de fertilizante. Esta metodología, sin embargo, tiene componentes del balance a menudo desconocidos. La dinámica del nitrógeno en el suelo hace difícil cuantificar las pérdidas que se pueden producir por lavado, desnitrificación y volatilización ([apartado 3.2.4.3](#)) a lo largo del ciclo del cultivo. Por esta razón se suelen cuantificar estas pérdidas con un coeficiente que varía de 0,4 a 0,8 ([García, 2005](#)) que se aplica a las cantidades de nitrógeno presentes en el sistema: el nitrógeno en siembra y el nitrógeno mineralizado.

En síntesis el balance de nitrógeno es un método de diagnóstico ampliamente utilizado (Salvagiotti *et al.*, 1996; DARP, 1998; AgriTarn, 2009) y constituye una aproximación racional al estado nutricional del suelo y las necesidades de fertilizante en la etapa de presembrado del cultivo. Tiene, sin embargo, un factor de incertidumbre al no poder conocerse con fiabilidad las tasas de mineralización ni pérdidas de nitrógeno a lo largo del ciclo del cultivo debido a su dependencia de las condiciones climáticas (lluvia y temperaturas) y de los regímenes de humedad del suelo.

Análisis de N-NO₃⁻ en el suelo al estadio V5-V6

Este método de diagnóstico se basa en la medida del contenido de nitrógeno mineral disponible para el cultivo en los 30 primeros centímetros de suelo cuando el maíz alcanza unos 15 o 30 centímetros (estadio de 5 o 6 hojas). El análisis del contenido de N-NO₃⁻ del suelo justo antes del inicio del período de máxima absorción de nitrógeno permite ajustar mejor las dosis de fertilizante nitrogenado a aplicar.

El método fue desarrollado en Estados Unidos donde es conocido como *Presidress Soil Nitrogen Test (PSNT)* (Blackmer *et al.*, 1989; Binford *et al.*, 1992). Posteriormente ha sido difundido a nivel mundial. En España esta metodología es conocida como el *Método N-min* y es ampliamente promocionada y difundida para la determinación de las dosis de fertilizante nitrogenado que es necesario aplicar en el campo en las operaciones de cobertera (LAF, 1999ab; Ferrer *et al.*, 2003; Boixadera *et al.*, 2005). La sencillez del método reside en la elección de la cantidad de fertilizante a aplicar en campo en función del contenido de nitrógeno en el suelo al estadio V5 o V6 del maíz y su producción objetivo al final de la campaña. Sainz-Rozas *et al.* (2000) y Brouder y Mengel (2003) sitúan el nivel umbral de nitrógeno en el suelo entre 24 y 25 ppm de N-NO₃⁻ respectivamente, es decir, el contenido máximo de N-NO₃⁻ a partir del cual el cultivo no responde a aportes suplementarios de fertilizante.

Concentración de N-NO₃⁻ en la base de los tallos

El análisis de la concentración de N-NO₃⁻ en la base de los tallos (de unos 20 cm de tallo cortado a 15 cm del suelo) permite evaluar el estado nutricional del maíz en distintos estadios y fue desarrollado por Binford *et al.* (1990, 1992).

Varios autores han trabajado este método de diagnóstico en estadios tempranos del cultivo (V4-V7) siendo los resultados muy variables (García, 2005). Sin embargo, en los casos de diagnóstico del estado nutricional del cultivo al final de la campaña (dos semanas después de R6) Sainz-Rozas *et al.* (2001a) demostraron que existe menor variabilidad. Estos autores concretamente observaron que la concentración mínima a partir de la cual se obtienen rendimientos óptimos en el maíz es de 800 ppm de N-NO₃⁻ en la base de los tallos. Este nivel crítico es cercano al propuesto por Blackmer y Mallarino (1997) que lo fijaron en 700 ppm.

Este test de diagnóstico permite poner en conocimiento del agricultor la manera como ha gestionado la fertilización nitrogenada en el maíz durante una campaña concreta. Valores muy elevados del test indican sobrefertilización nitrogenada del cultivo, mientras que valores inferiores al nivel crítico (700 u 800 ppm) dan una indicación de la producción que se ha dejado de obtener debido a la ausencia de N disponible por el cultivo.

Este método conocido también como el *end-of-season corntalk test* es aconsejado prácticamente a todos los productores de maíz de Estados Unidos al ser un método fiable, simple y de rápido diagnóstico. De todas maneras cabe tomar precauciones respecto al momento, la representatividad y el manejo de la muestra (Blackmer y Mallarino, 1997) así como la longitud y el punto de corte del tallo a analizar (Wilhelm *et al.*, 2005).

Medición del índice de verdor

El uso de medidores especiales (ver [Figura III 18](#)) permite conocer el índice de verdor. Este índice se relaciona con el contenido de clorofila de las hojas el cual está estrechamente ligado a su concentración en nitrógeno. De esta manera, los índices obtenidos con el medidor se correlacionan con el estado nutricional de las hojas y, por extensión, del cultivo. La interpretación de los índices de verdor de esta metodología de diagnóstico permite obtener recomendaciones de fertilización según el estadio de desarrollo del cultivo ([Piekielek y Fox, 1992](#); [Peterson *et al.*, 1993](#); [Sawyer *et al.*, 2004](#)).



Figura III 18. Medidor del índice de verdor Minolta SPAD 502®.

Esta metodología de diagnóstico del estado nutricional presenta las ventajas de una lectura rápida, fácil e instantánea. Además no precisa de toma de muestras en campo. Por otro lado, es una metodología que -a parte de cara y muy dependiente de las características varietales-, según [García \(2005\)](#), presenta dificultades de ajuste de las dosis recomendadas y el rendimiento en maíz. Otros autores como [Sawyer *et al.* \(2004\)](#), en cambio, sí describen buenas correlaciones entre índices de verdor y recomendaciones de abonado nitrogenado.

Análisis de planta

Los análisis de la planta entera o de órganos de la planta también han sido utilizados como elementos de diagnóstico. La metodología consiste en la determinación de la concentración (en porcentaje) de nitrógeno en los tejidos de la planta u órganos y posteriormente establecer un diagnóstico a partir de unas relaciones patrón definidas por cada especie de cultivo. Concentraciones de nitrógeno en los tejidos de la planta inferiores a un nivel crítico indican que la absorción de nitrógeno del cultivo ha sido insuficiente para su desarrollo.

En este campo [Plénet y Lemaire \(2000\)](#) presentaron un trabajo muy completo y exhaustivo sobre los niveles óptimos y críticos de concentración de N de las partes aéreas y las mazorcas en función del estadio vegetativo del maíz.

Este tipo de análisis de planta permiten caracterizar la fertilización nitrogenada del cultivo pero a menudo se realizan en estadios de desarrollo avanzados. Esto implica que, mediante esta metodología, no es posible corregir el estado nutricional actual del cultivo sino que, con los resultados obtenidos, es posible decidir su manejo en futuras campañas.

Modelos de simulación del crecimiento, desarrollo y rendimiento

Los modelos de simulación de cultivos permiten integrar las variables de suelo, de clima y de la variedad cultivada ([Vanclouster *et al.*, 1996](#); [Brisson *et al.*, 1998](#); [Stöckle *et al.*, 2003](#)). Se

pueden utilizar con el propósito de ajustar dosis de fertilizante nitrogenado no sólo procurando maximizar el rendimiento del cultivo sino que, además, pudiéndose valorar los efectos medioambientales derivados de las prácticas de la fertilización nitrogenada.

La integración mediante modelos de las variables que influyen en el crecimiento de un cultivo presenta ventajas respecto a otros métodos de diagnóstico ya que reducen el número y el efecto de los “factores no controlados”. Además, algunos de estos modelos permiten estimar probabilidades de riesgos para cada alternativa de manejo del nitrógeno.

Actualmente existen multitud de sistemas de ayuda a la decisión basados en modelos de simulación de cultivos (Jame y Cutforth, 1996; Houlès *et al.*, 2004) o modelos de respuesta al nitrógeno (Cerrato y Blackmer, 1990; Makowski *et al.*, 1999, 2001; Makowski y Wallach, 2001) destinados a facilitar la toma de decisiones en las prácticas de fertilización nitrogenada del maíz.

Uso de sensores remotos

Se entienden por sensores remotos las plataformas como aviones, globos o satélites que se utilizan como base para la adquisición de imágenes o fotografías que pertinentemente interpretadas sirven para hacer un diagnóstico del estado y del comportamiento del cultivo.

El uso de sensores remotos como herramienta de soporte para el diagnóstico de la fertilización nitrogenada en maíz está estrechamente ligado al concepto de agricultura de precisión (Weiss y Baret, 2000). Los métodos de producción y diagnóstico convencionales se basan en la consideración que el campo es uniforme, sin embargo, existe variación en una parcela debido al efecto que el tipo de suelo, la fertilidad, las semillas y/o las enfermedades pueden ejercer sobre el comportamiento del cultivo. Poder observar las variaciones de comportamiento (y necesidades de N) en una parcela es el primer paso para ajustar las dosis de fertilizante a las necesidades reales de cultivo y así, poder evitar problemas ambientales o bajos rendimientos por el exceso o defecto de fertilización nitrogenada respectivamente.

En los últimos años gran cantidad de estudios se han desarrollado para la puesta a punto de métodos de diagnóstico de N a partir de la interpretación de imágenes obtenidas desde el aire. La posibilidad de disponer de información espacial y temporal del cultivo del maíz ha permitido el desarrollo de modelos para elaborar recomendaciones de N en función de los estadios de desarrollo del cultivo. Trabajos como los de Scharf y Lory (2002) y Sripada *et al.* (2006) están orientados a dar recomendaciones de N en los estadios V6 o V7 del cultivo. En cambio otros autores centraron sus trabajos en el diagnóstico del estado nutricional en N del maíz para estadios más tardíos: a floración masculina (VT) (Sripada *et al.*, 2005) y a los estadios V8-V9, V11-VT y R1-R2 (Clay *et al.*, 2006).

El uso de sensores remotos para el diagnóstico de la fertilización nitrogenada en maíz permite disponer de información personalizada a nivel espacial en una parcela y a nivel temporal a lo largo de la campaña del cultivo. Es, pues, una herramienta muy útil ya que refleja el estado nutricional actual de un cultivo. Tanto es así que, en Francia, las empresas EADS-Astrium, a través de su filial Infoterra, y ARVALIS-Institut du Végétal explotaron comercialmente el servicio de ayuda al manejo de cultivos *FARMSTAR* elaborado a partir de imágenes de satélite (Figura III 19). Este servicio es contratado por los agricultores a través de sus cooperativas y en con un coste aproximado de 10 a 20 €/ha según los servicios contratados y, en el año 2008, se gestionaban unas 500.000 hectáreas en más de 10.000 agricultores (Romeu, 2009).

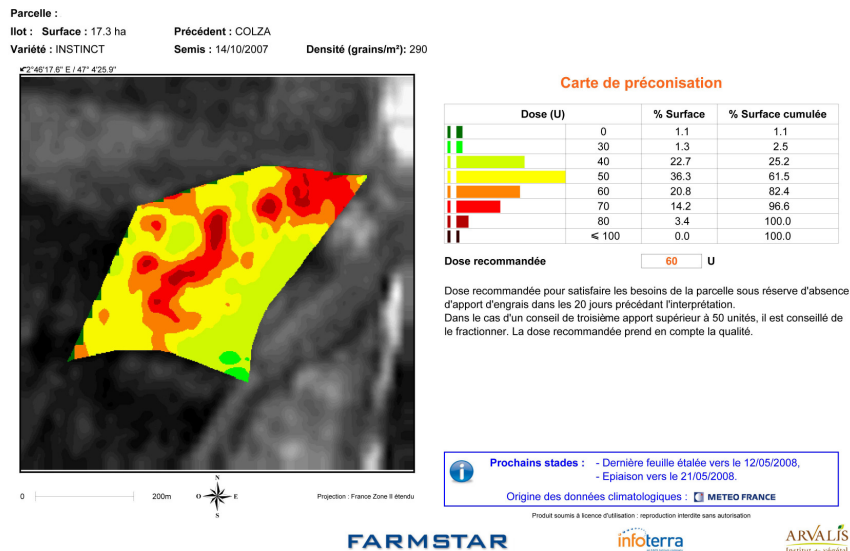


Figura III 19. Hoja de parcela para la recomendación de la fertilización N del servicio FARMSTAR elaborada a partir de imágenes de satélite. (Fuente: Infoterra (2011))

3.3.4. OTRAS LABORES

En general se consideran las prácticas de riego y fertilización (especialmente la nitrogenada) como las más limitantes y determinantes para conseguir unos buenos índices productivos en maíz. El manejo del maíz no sólo consiste en la elección -y práctica- de una buena programación de riegos y fertilización, cabe tener en cuenta otros aspectos como la elección del material vegetal, la sanidad vegetal, el control de las malas hierbas y las prácticas de laboreo: preparación del terreno, siembra, recolección...

En primer lugar, la elección del material vegetal (habitualmente híbridos) tiene especial relevancia puesto que determina la adaptabilidad del cultivo a las condiciones edafoclimáticas de la zona. El estado sanitario del cultivo también está estrechamente ligado a la elección del material vegetal. Este es el caso de los maíces genéticamente modificados (OGM) o *Bt* permiten luchar contra las plagas de insectos lepidópteros (especialmente *Ostrinia nubilalis* y *Sesamia nonagroides* (Figura III 20)) garantizando una producción del 5 al 7% superior a las variedades isogénicas (potencialmente atacables por estos barrenadores) y, consecuentemente, reducir el uso de insecticidas (Brookes, 2002).



Figura III 20. Principales barrenadores del maíz. (a) Adultos de *Ostrinia nubilalis* y (b) pupa y adultos de *Sesamia nonagroides*.

Otros aspectos de manejo dirigidos a garantizar la sanidad del material vegetal son el uso de las semillas con tratamiento insecticida (Imidacloprid) con el fin de asegurar buenos índices de nascencia y la aplicación de herbicida de amplio espectro en pre-emergencia y el selectivo en post-emergencia.

En cuanto a las labores del cultivo existen, a grandes rasgos, dos prácticas de laboreo: ⁽¹⁾ el laboreo tradicional o pseudo-laboreo y ⁽²⁾ el mínimo laboreo. Las prácticas de laboreo se practican con el propósito de preparar el suelo para la siembra. Así, mientras que el laboreo tradicional consiste en el paso sucesivo del arado (o chisel en el caso del pseudo-laboreo), las gradas rotativas o discos (para fragmentar el suelo y enterrar los restos de la cosecha anterior) y los rulos (para la compactación del lecho de siembra) antes de pasar con la sembradora, el mínimo laboreo consiste en la realización de las prácticas anteriores (con la excepción del paso del arado) con una sola entrada en parcela con el tractor. Otra práctica muy próxima a la del mínimo laboreo y cada vez más extendida (sobre todo en cereales como el trigo o la cebada) es la siembra directa. Esta práctica no realiza laboreo de preparación del suelo y únicamente se accede en las parcelas para la siembra.

Después de la preparación del terreno sigue la siembra de las semillas de maíz. En el área de estudio la siembra se realiza habitualmente entre mediados de marzo y finales de abril. Se realiza mediante una sembradora neumática que introduce las semillas a 4 o 5 centímetros de profundidad y unos 15 centímetros de separación dentro de las filas. La separación entre filas es de unos 75 cm cosa que supone una densidad de plantación media de 90.000 plantas/ha aproximadamente. La cosecha se realiza a finales de septiembre con cosechadoras con cabezal de maíz que desgranar los granos, trituran los tallos de la planta y con una anchura de trabajo de 4 a 8 filas.

3.4. MODELACIÓN

La modelación es la práctica por la cual se elabora un modelo que desarrolla, describe y reproduce o predice un fenómeno concreto. A menudo la complejidad de la realidad a modelizar conduce a asumir simplificaciones. Estas simplificaciones, si bien por un lado mejoran la aplicabilidad del modelo (en tanto que simplifican los *inputs* requeridos), por el otro tienden a incurrir en imprecisiones de la realidad del fenómeno que intenta describir. En base a esta dificultad inherente de la modelación, se comprende que la máxima perseguida con los modelos es que sean simples de aplicabilidad y que, a su vez, tengan un alto reflejo de la realidad que pretendan simular.

3.4.1. MODELACIÓN DEL RIEGO POR SUPERFICIE

Según [Basset *et al.* \(1980\)](#) un modelo de riego por superficie es todo mecanismo basado en la hidráulica del fenómeno que da información rápida, fiable y económica de cómo se desarrollará el riego bajo condiciones determinadas. Por su lado, [Katapodes y Strelkoff \(1977\)](#) propusieron una serie de condiciones que debe cumplir todo modelo de riego por superficie: poseer una base teórica y estar libre de empirismo; numéricamente consistente, estable y preciso; físicamente completo; simple de programar y económico de operar.

El desarrollo de códigos de simulación del riego por superficie ha permitido que el comportamiento de este pueda ser predicho, ya sea antes de efectuarse o durante sus fases iniciales. Son, sin duda, herramientas valiosas para la gestión de los riegos por superficie, las principales variables de los cuales (caudal, pendiente, longitud del surco/tablar, infiltración y rugosidad hidráulica) se caracterizan especialmente por su variabilidad espacial y/o temporal ([Bautista y Wallender, 1985](#); [Trout y Mackey, 1988](#); [Childs *et al.*, 1993](#); [Playán *et al.* 1994ab](#); [Esfandiari y Maheshwari, 1998](#); [Oyonarte y Mateos, 2002](#)).

Si se observa en detalle un evento de riego en un surco se comprueba que el caudal de entrada no suele ser estrictamente constante, que la superficie del suelo tiene irregularidades tanto en sentido longitudinal como transversal, la rugosidad también puede variar en estos sentidos, así como las características del suelo en términos de infiltración. La modelación del riego por superficie se basa en la aproximación (cuánto más exacta mejor) del proceso de avance-infiltración que se inicia justo en el momento que se aporta agua en un suelo que se pretende regar. Las principales dificultades que presenta la aproximación al proceso de avance-infiltración de un riego por surcos se pueden resumir en ⁽¹⁾ una infiltración de tipo bidimensional, ⁽²⁾ unas condiciones iniciales variables en el espacio y el tiempo y ⁽³⁾ la dificultad de conocer los parámetros de los códigos de simulación debido a su poca universalidad y su evolución de un riego a otro (sobre todo del primer riego a los siguientes) ([Mailhol, 2001](#)). Estos hechos explican el especial interés hacia las aproximaciones empíricas de los procesos de infiltración y su implementación en la modelación del riego por superficie.

En síntesis el fenómeno del riego por superficie se caracteriza por el flujo superficial de agua a través del medio poroso (el suelo) en el cual, al mismo tiempo, se produce un flujo subsuperficial de infiltración de agua. En otras palabras, el riego por superficie es un fenómeno acoplado de flujo de agua en lámina libre y flujo en medio poroso.

3.4.1.1. Ecuaciones fundamentales

3.4.1.1.1. Ecuación de flujo superficial

Los modelos de riego por superficie se han desarrollado a partir de las ecuaciones de Saint-Venant (Chow, 1959) que fueron descritas para caracterizar el flujo no permanente y gradualmente variado en canales. Estas ecuaciones son dos: la ecuación de conservación de la masa o continuidad (ecuación [III.42]) y la ecuación de conservación de la energía o de la cantidad de movimiento (ecuación [III.43]), que para el caso unidimensional son:

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial q_i}{\partial x} + \frac{\partial Z}{\partial t} = 0 \quad \text{[III.42]}$$

$$\frac{1}{g} \frac{\partial V}{\partial t} + \frac{V}{g} \frac{\partial V}{\partial x} + \frac{\partial y}{\partial x} = S_0 - S_f + \frac{V}{gA} \frac{\partial Z}{\partial t} \quad \text{[III.43]}$$

donde A es la sección mojada del flujo, en m^2 ; q_i es el caudal instantáneo en el surco de riego, en m^3/s ; Z es el volumen de agua infiltrado por unidad de longitud, en m^3/m ; t es el tiempo, en segundos; x la distancia, en m ; V es la velocidad media, en m/s , del agua en el surco; g la aceleración de la gravedad, en m/s^2 ; y es la profundidad de la lámina de agua en el surco, en m ; y, finalmente, S_0 y S_f son, respectivamente, los términos de pendiente del campo, en m/m , y pendiente de fricción (adimensional).

3.4.1.1.2. Ecuaciones del flujo subsuperficial

El fenómeno de infiltración de agua en el suelo es difícil describirlo matemáticamente, incluso en el caso que el suelo se considere homogéneo e isótropo, lo cual no siempre se cumple debido a las fisuras o grietas y discontinuidades.

La ecuación de Richards (ver apartado 3.2.1.3, ecuación [III.5]) describe el flujo subsuperficial en un suelo no saturado y se basa en parámetros físicos. Para resolver dicha ecuación es preciso conocer ⁽¹⁾ la curva característica del suelo (apartado 3.2.1.4.1) o la relación del potencial de presión (h_p) vs contenido de agua del suelo (θ) y ⁽²⁾ la conductividad hidráulica insaturada (apartado 3.2.1.4.2), es decir, la variación de K en función del potencial de presión o del contenido de agua. La relación matemática entre los parámetros anteriores se puede obtener a partir de los datos de experimentos específicos de campo recogidos y analizados mediante distintos métodos. Uno de estos métodos es, por ejemplo, el software RETC (van Genuchten *et al.*, 1991). La resolución de la ecuación de Richards en general se resuelve mediante métodos numéricos (Vauclin *et al.*, 1979) aunque es posible su resolución directa mediante soluciones analíticas aunque exigen un proceso de linealización previo.

3.4.1.2. Modelos de simulación del riego por superficie

Las ecuaciones de Saint-Venant, descritas en forma de derivadas parciales, se solucionan mediante la integración numérica de las variables espacio (x) y tiempo (t). Existen, además, simplificaciones para las soluciones de las ecuaciones anteriores apareciendo diferentes modelos para la simulación del riego por superficie los cuales relacionan, desarrollan y referencian ampliamente Walker y Skogerboe (1987).

Estos modelos, clasificados en orden decreciente de complejidad, son: el modelo completo, el hidrodinámico, el de cero inercia, el de onda cinemática y el de balance de volumen. Todos estos modelos, excepto el modelo completo, se basan en las ecuaciones de Saint-Venant unidas a una función de infiltración de carácter empírico (ver apartado 3.4.1.4.1).

3.4.1.2.1. Modelo completo

Es un modelo basado en las ecuaciones de flujo superficial de Saint-Venant y la ecuación de Richards para la simulación del movimiento del agua en un medio poroso no saturado (el suelo). Es un modelo, por tanto, basado totalmente en parámetros físicos que puede representar fielmente los procesos de avance-infiltración de un evento de riego por superficie.

No obstante, a pesar de esta ventaja evidente, lleva asociado ciertos inconvenientes como: ⁽¹⁾ la determinación de las características hidrodinámicas del suelo para poder resolver la ecuación de Richards no es inmediata ni fácil y ⁽²⁾ existe una importante variabilidad espacial de estos parámetros no contemplada en estos modelos.

El modelo completo implementado en códigos de simulación supone que estos sean complejos y con un tiempo de resolución considerable. Un ejemplo de implementación de un modelo completo fue el que desarrolló Tabuada (1989) para la simulación del riego por surcos.

3.4.1.2.2. Modelo hidrodinámico

El modelo hidrodinámico soluciona todos los componentes de las ecuaciones de Saint-Venant. Es preciso resolver ambas ecuaciones mediante métodos numéricos puesto que no es posible una solución analítica. Un ejemplo de la aplicación del modelo hidrodinámico para simular el avance de la lámina de agua para predecir la infiltración acumulada a lo largo de la longitud de un surco es el trabajo inicial de Wallender y Rayej (1990) que fue depurado posteriormente por Bautista y Wallender (1992).

3.4.1.2.3. Modelo de inercia nula

El modelo de cero inercia o de inercia nula se basa en las mismas ecuaciones que el modelo hidrodinámico pero, en vista de los valores bajos de velocidad, Strelkoff y Katapodes (1977) decidieron despreciar los términos de inercia de la ecuación de cantidad de movimiento (ecuación [III.43]) resultando:

$$\frac{\partial y}{\partial x} = S_0 - S_f \quad \text{[III.44]}$$

Esta simplificación mejora la facilidad de cálculo y los resultados de sus simulaciones no difieren sensiblemente de los del modelo hidrodinámico (Katapodes y Strelkoff, 1977; Schmitz y Seus, 1992).

3.4.1.2.4. Modelo de onda cinemática

El modelo denominado de onda cinemática se basa principalmente en la ecuación de continuidad, mientras que la ecuación de cantidad de movimiento se sustituye por una fórmula que relaciona unívocamente calados con velocidades o caudales (p.e. Manning,

Chezy,...). Esta simplificación implica que no se tiene en cuenta cómo varía la altura de agua (y) con la distancia (x), de manera que no se puede conocer de manera precisa el perfil de agua superficial ni el volumen almacenado superficialmente, por lo que, en consecuencia, produce resultados no muy precisos especialmente cuando la longitud del surco es corta o cuánto menor es la pendiente (Katapodes y Strelkoff, 1977).

A pesar de estas limitaciones de aplicabilidad, es un modelo que simula adecuadamente eventos de riego con pendientes superiores al 0,025% (Da Costa, 1987). Tanto es así que Camacho *et al.* (1997), Becerra y Tafur-Hermann (2006) y González-Camacho *et al.* (2006) utilizan el modelo como base para un programa computacional de simulación de riego por surcos; Cahoon (1998) lo utiliza para la determinación de los parámetros de la función de infiltración de Kostiakov y Walker y Humpherys (1983) verificaron su aptitud en distintos escenarios de riego de Estados Unidos.

3.4.1.2.5. Modelo de balance de volumen

El modelo de balance de volumen omite totalmente la ecuación de cantidad de movimiento (ecuación [III.43]) y se basa exclusivamente en el principio de conservación de la masa o ecuación de continuidad (ecuación [III.42]).

Es el modelo más simple y sus simplificaciones de la realidad han generado interesantes discusiones entre la comunidad científica respecto a su validez y aplicabilidad (Walker y Skogerboe, 1987). A pesar de todo, es el modelo más ampliamente utilizado para las simulaciones del avance, receso y el volumen infiltrado total de un riego por superficie (Wallender y Rayej, 1987; Walker y Skogerboe, 1987; Tafur *et al.*, 2000).

El fundamento de cálculo del modelo consiste en el balance de masa entre los volúmenes de agua aplicado, almacenado en superficie e infiltrado en el suelo en unos mismos instantes de tiempo. De esta manera, el modelo establece que el volumen de agua aportado (V_{ap}) es igual al volumen de agua en superficie (V_{sup}) más el volumen de agua infiltrado (V_{inj}) (ecuación [III.45]).

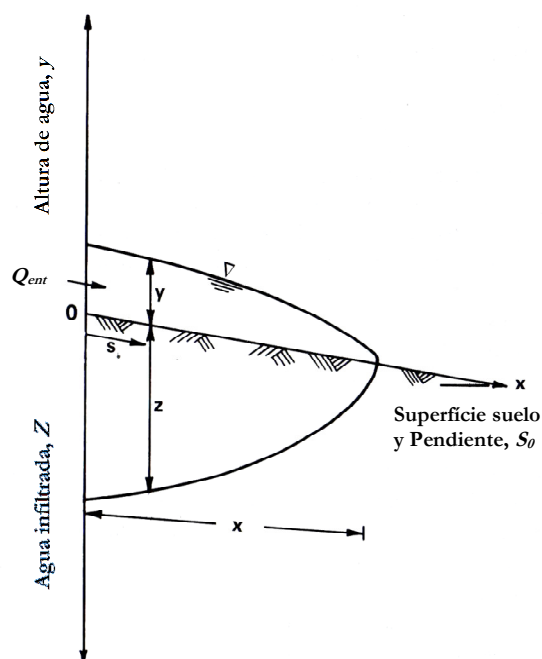


Figura III 21. Esquema de definición de la fase de avance de un riego por superficie (manta, tablares o surcos) con sus variables más representativas.

$$V_{ap} = V_{sup}(t) + V_{inf}(t) \quad \text{[III.45]}$$

$$\text{siendo,} \quad V_{ap} = Q_{ent} \cdot t \quad \text{[III.46]}$$

donde: Q_{ent} : caudal de entrada al surco de riego, en m^3/min .
 t : tiempo de riego, en min.

$$V_{sup}(t) = \int_0^x A(s,t) ds \quad \text{[III.47]}$$

donde: $A(s,t)$: área mojada del surco o tablar a la distancia x de la cabecera del surco y el tiempo t del evento de riego, en m^2 . Esta área mojada es variable con el tiempo en cada uno de los puntos del surco, sin embargo el modelo de balance de volumen asume que el área media, A_{med} , es constante y se define como:

$$A_{med} = A_0 \cdot \sigma_y \quad \text{[III.48]}$$

en que: A_0 : área mojada en la cabecera del surco ($x = 0$ m) en m^2 .

σ_y : factor de forma superficial (adimensional) variable entre 0,70 y 0,80 y que normalmente se supone constante e igual a 0,77 (McClymont y Smith, 1996).

$$\text{así:} \quad V_{sup} = A_{med} \cdot x = A_0 \cdot \sigma_y \cdot x \quad \text{[III.49]}$$

$$V_{inf}(t) = \int_0^x Z(x,t) dx \quad \text{[III.50]}$$

donde: $Z(x,t)$: volumen infiltrado per unidad de longitud a la distancia s de la cabecera del surco y el tiempo t del evento de riego, en m^3/m . Este volumen infiltrado se asume que es independiente de la altura de agua en el surco y depende únicamente del tiempo de oportunidad (τ). El tiempo de contacto o de oportunidad responde a la expresión $\tau = t - t_{av}(x)$, siendo t el tiempo transcurrido desde el inicio del riego y $t_{av}(x)$ el tiempo en que la lámina de agua ha llegado a la abscisa x .

y resultando de la sustitución en la ecuación [III.45]:

$$Q_{ent} \cdot t = A_0 \cdot \sigma_y \cdot x + \int_0^x Z(\tau) dx \quad \text{[III.51]}$$

La ecuación [III.51] es conocida como la ecuación de Lewis-Milne (Lewis y Milne, 1938) puesto que ambos investigadores fueron quienes aparentemente la sugirieron por primera vez.

Es interesante introducir la definición del factor de forma subsuperficial (σ_y) puesto que se utiliza ampliamente en las resoluciones y planteamientos del modelo de balance de volumen.

$$\sigma_z = \frac{\int_0^x Z(\tau) d\tau}{Z_0} \quad \text{[III.52]}$$

donde Z_0 es volumen de agua infiltrado en la cabecera del surco ($x = 0$ m). De la definición del factor de forma subsuperficial la ecuación de Lewis-Milne escrita según los factores de forma resulta:

$$Q_{ent} \cdot t = A_0 \cdot \sigma_y \cdot x + Z_0 \cdot \sigma_z \cdot x \quad \text{[III.53]}$$

Autores como Elliott y Eisenhauer (1983), Khatri y Smith (2006) o Langat *et al.* (2007) resuelven el modelo de balance de volumen considerando ⁽¹⁾ la función de infiltración de Kostiakov-Lewis modificada (ver apartado 3.4.1.4.1) y ⁽²⁾ el avance del agua en el surco siguiendo una función potencial del tipo:

$$x = p t_{av}^{r'} \quad \text{[III.54]}$$

donde la distancia (x) y el tiempo de avance (t_{av}) de un evento de riego se relacionan mediante los parámetros empíricos p y r' .

En los casos anteriores el factor de forma subsuperficial (σ_z) en riego por superficie en surcos se resuelve conociendo el parámetro empírico de ajuste de la función de infiltración de Kostiakov (a) y el exponente de la función potencial de avance (r') de la ecuación [III.54]:

$$\sigma_z = \frac{a + r'(1-a) + 1}{(1+a)(1+r')} \quad \text{[III.55]}$$

3.4.1.3. Códigos de simulación del riego por superficie

La utilización de ordenadores personales potentes a partir de los años 90 facilitó la aparición de programas informáticos con la capacidad de resolver numéricamente distintos escenarios de comportamiento de un evento de riego por superficie a partir de los modelos existentes.

Los primeros códigos se empezaron a desarrollar al final de la década de los ochenta y principio de los años noventa del siglo pasado. Los códigos pioneros en esa época fueron el SRFR (Strelkoff, 1990) y el código SIRMOD (Walker, 1993). Ambos códigos ya tenían la capacidad de simular los eventos de los principales sistemas de riego por superficie (por inundación, por tablares y por surcos) mediante tres niveles distintos de complejidad y precisión (modelo hidrodinámico, de inercia nula o de onda cinemática).

Posteriormente se han venido desarrollando códigos como es el caso del B2D (Playán *et al.*, 1994a) para la simulación del riego por superficie por inundación; el FIDO v2 (McClymont, 1999) o el SIMRAIE (Mailhol, 2003) para la simulación de eventos de riego por superficie en surcos. Con el paso del tiempo algunos de estos códigos han ido mejorando su programación y prestaciones como es el caso de la versión actual de SRFR - el WinSRFR v.3.1 (ALARC, 2009)- o de la evolución de SIRMOD III (Walker, 2001).

Para la elaboración de los resultados de esta tesis se han utilizado los códigos SIMRAIE y SIRMOD. Los apartados siguientes exponen los fundamentos de cálculo implementados en estos códigos.

3.4.1.3.1. El código SIMRAIE

La función predictiva del modelo de balance de volumen basado en la función de infiltración de Horton (presentado en el apartado anterior) se resuelve mediante la aplicación del código SIMRAIE. Mailhol (2003) -justificando el desarrollo a partir de la función asintótica de infiltración acumulada propuesta por Parlange *et al.* (1982)- propone la siguiente ecuación de infiltración:

$$Z_{inf}(\tau) = 0,9 \cdot \lambda_c \cdot \Delta\theta_v \cdot \left(1 - e^{-\left(\frac{\chi \cdot K_s}{\lambda_c \cdot \Delta\theta_v}\right) \cdot \tau} \right) + K_s \cdot \tau \quad \text{[III.56]}$$

en que $Z_{inf}(\tau)$ es la dosis de agua infiltrada, en cm; λ_c la longitud capilar del suelo, en cm; $\Delta\theta_v = \theta_v \text{ sat} - \theta_v \text{ ini}$ ($\theta_v \text{ sat}$, contenido volumétrico de agua en el suelo a saturación y $\theta_v \text{ ini}$ contenido volumétrico de agua en el suelo antes de iniciar el riego) en cm^3/cm^3 ; χ es un factor empírico de flexibilidad, adimensional; K_s es la conductividad hidráulica saturada, en cm/h; y τ es el tiempo de contacto, en horas.

La ecuación [III.56] tiene una forma análoga que corresponde a la función de infiltración de Horton:

$$Z_{inf} = B \cdot (1 - e^{-\varrho \tau}) + C_s \cdot \tau \quad \text{[III.57]}$$

en que Z_{inf} es la dosis de agua infiltrada por unidad de longitud, en l/m; B y ϱ parámetros de infiltración de la función de Horton, en l/m y 1/min, respectivamente; C_s es el coeficiente de infiltración estabilizada de Horton, en l/m·min; y τ es el tiempo de contacto, en min.

La combinación de las ecuaciones [III.56] y [III.57] permite relacionar los parámetros de la función de infiltración de Horton (B , ϱ y C_s) a partir de parámetros físicos del suelo como la conductividad hidráulica saturada (K_s), el déficit de saturación de agua del suelo al inicio del riego ($\Delta\theta_v$) o la longitud capilar del suelo (λ_c):

$$C_s = \frac{K_s S_s}{6} \quad \text{[III.58]}$$

$$B = 0,9 \cdot \lambda_c \cdot \Delta\theta_v \cdot S_s \cdot 10 \quad \text{[III.59]}$$

$$\varrho = \frac{\chi K_s}{\lambda_c \cdot \Delta\theta_v} \quad \text{[III.60]}$$

siendo K_s la conductividad hidráulica saturada del suelo, en cm/h; S_s la separación entre surcos, en m; C_s el coeficiente de infiltración estabilizada de Horton, en l/m·min; B y ϱ parámetros de infiltración de la función de Horton, en l/m y 1/min, respectivamente; λ_c la longitud capilar del suelo, en cm; $\Delta\theta_v$ el déficit de agua antes de iniciar el riego, en cm^3/cm^3 ; χ el factor empírico adimensional de flexibilidad y los valores 6 y 10 son factores de conversión de unidades.

La relación de los parámetros empíricos de la función de infiltración de Horton, especialmente B y ρ , con parámetros con sentido físico es posible gracias al uso de la longitud capilar del suelo (λ_c) y del factor empírico de flexibilidad χ . Es importante conocer, entonces, el sentido físico de ambos parámetros.

Por un lado, la interpretación física de λ_c sería la altura que ascendería una capa freática de agua de un suelo por efecto de la capilaridad de los poros de este. Puesto que el tamaño de los poros está estrechamente relacionado con la textura de un suelo, existen aproximaciones de los valores de λ_c en función del tipo de textura del suelo (ver [Tabla III 5](#)).

Tabla III 5. Rango de valores de longitud capilar (λ_c), en cm, en función de la textura del suelo. (Fuente: [White y Sully \(1987\)](#))

Textura del suelo	Rango de valores de λ_c (cm)
Arenosa	$2 < \lambda_c < 5$
Franco-limosa	$5 < \lambda_c < 15$
Arcillosa sin grietas o moderadamente agrietado	$25 < \lambda_c < 35$
Arcillosa pesado con grietas	$50 < \lambda_c < 80$

Por otro lado, la interpretación física de χ se relaciona con la importancia del régimen transitorio de infiltración en un suelo o, en el presente caso, en un surco de riego. Así, valores elevados de χ reducen el efecto transitorio de la infiltración propio, por ejemplo, de un suelo arcilloso pesado (bajo ratio Ks/λ). [Mailhol \(2003\)](#) en simulaciones del avance del riego por surcos asume $\chi = 15$ para suelos de textura media sin grietas y $\chi = 40$ para suelos arcillosos con presencia de grietas.

SIMRAIE es un código predictivo del comportamiento de un riego por superficie (ver [Figura III 22](#)). A partir del conocimiento de los parámetros físicos (Ks , λ_c y $\theta_v sat$) y del estado hídrico inicial del suelo ($\theta_v ini$), el propio código calcula internamente los parámetros de la función de infiltración de Horton (B , ρ y Cs) mediante los cuales, y junto con las características de la superficie del suelo (n), del surco de riego (L , S_o y Ss) y del manejo del riego (Q_{ent} y t_{co}), resuelve la ecuación de balance de volumen del modelo. La resolución del balance de volumen se traduce en la obtención de los datos de la fase de avance. Dichos datos junto con el tiempo de corte (t_{co}) son utilizados internamente ([ecuación \[III.75\]](#)) para la obtención del tiempo de contacto (τ) en cada una de las abscisas (x_i). De la sustitución de los tiempos de contacto a la función de infiltración de Horton ([ecuación \[III.57\]](#)) el código genera la distribución longitudinal de las dosis de agua infiltradas del riego simulado ($Z_{inf}(x_i)$).

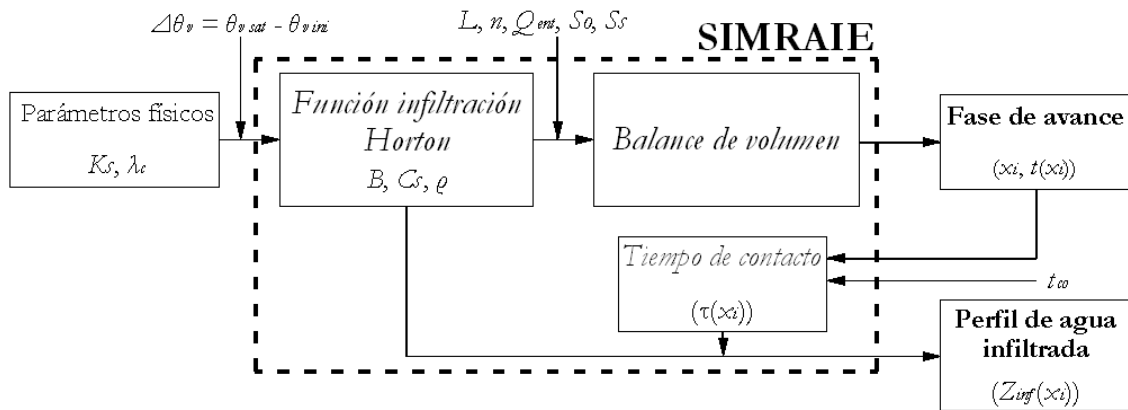


Figura III 22. Diagrama de la aproximación directa al modelo mediante el código SIMRAIE.

3.4.1.3.2. El código SIRMOD

SIRMOD (Walker, 1989b) es un código para la simulación del riego por superficie en un surco o tablar de riego. El fundamento matemático del código se basa en la resolución numérica de las ecuaciones de Saint-Venant de conservación de la masa (ecuación [III.42]) y de conservación de la energía (ecuación [III.43]) mediante los modelos hidrodinámico, de inercia nula o de onda cinemática (ver apartados 3.4.1.2.2, 3.4.1.2.3 y 3.4.1.2.4 respectivamente).

El código SIRMOD permite simular el comportamiento de un evento de riego a partir de la definición de los principales parámetros que pueden afectar al diseño del riego y su manejo. Así, para el caso de un riego por surcos el código precisa del caudal de entrada (Q_{ent}), la longitud (L) y la pendiente del surco (S_o), el coeficiente de rugosidad de Manning (n), el tiempo de corte del riego (t_{co}), los parámetros de la función empírica de infiltración y los parámetros de forma del surco.

La función empírica de infiltración de Kostiakov-Lewis (ecuación [III.61]) es utilizada por el software SIRMOD para la relación entre el agua total infiltrada (Z_{inf}) y el tiempo de contacto del agua con en suelo (τ):

$$Z_{inf} = k \cdot \tau^a + f_o \cdot \tau \tag{III.61}$$

siendo f_o , k y a los parámetros empíricos de infiltración de Kostiakov-Lewis. Nótese que la función de Kostiakov-Lewis puede transformarse en la función de Kostiakov simple (ecuación [III.62]) tomando la constante de infiltración estabilizada $f_o = 0 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{min}$:

$$Z_{inf} = k \cdot \tau^a \tag{III.62}$$

SIRMOD es un código predictivo del comportamiento del riego por superficie por lo que precisa el conocimiento previo de los parámetros empíricos de infiltración de Kostiakov-Lewis. Dichos datos pueden calcularse mediante cualquiera de los métodos de determinación de las funciones de infiltración descritos en el apartado 3.4.1.4.2.

En cuánto a la geometría del surco, SIRMOD ofrece la posibilidad de basarse en dos modelos distintos en función de la precisión en la toma de datos de la sección transversal del surco. Por un lado, es posible definir la geometría del surco a partir de la medición de la anchura de la base (T_{base}), de la mitad de la altura máxima (T_{med}) y de la altura máxima del surco (T_{max}) y sus alturas respectivas (Y_{med} e Y_{max}) (ver Figura III 23).

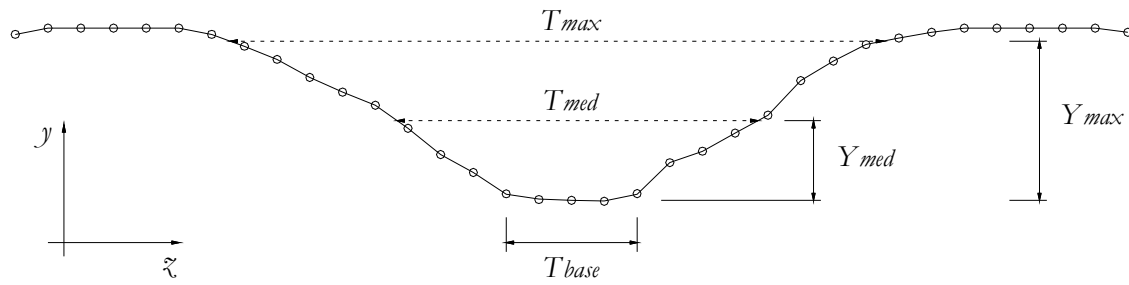


Figura III 23. Definición de los parámetros de la sección transversal del surco para el código SIRMOD.

Por otro lado, en el caso que se disponga de la relación entre la distancia al centro del surco (z) y la altura de agua en el surco (y) SIRMOD permite definir la geometría transversal del surco a partir de los parámetros adimensionales de forma del surco definidos por Elliott *et al.* (1983):

$$A = \sigma_1 \cdot y^{\sigma_2} \quad \text{[III.63]}$$

$$WP = \gamma_1 \cdot y^{\gamma_2} \quad \text{[III.64]}$$

y combinando las dos anteriores,

$$A^2 \cdot R_b^{4/3} = \rho_1 \cdot A^{\rho_2} \quad \text{[III.65]}$$

siendo A el área mojada, en m^2 ; WP el perímetro mojado, en m ; R_b el radio hidráulico, en m , de la sección mojada (en que $R_b = A/WP$); y σ_1 , σ_2 , γ_1 , γ_2 , ρ_1 y ρ_2 parámetros adimensionales de forma del surco de riego.

Según el tipo de función matemática a la que se ajuste la forma del surco medida con el perfilómetro (ver Figura V 18), autores como Cahoon (1995) y Strelkoff y Clemmens (2000) han descrito los procedimientos para la determinación de los parámetros adimensionales σ_1 , σ_2 , γ_1 y γ_2 de las ecuaciones [III.63] y [III.64] respectivamente.

3.4.1.4. La infiltración en el riego por superficie

El fenómeno de la infiltración de agua en un suelo o medio poroso ocurre siempre desde el momento en que una lámina de agua está en contacto con este suelo. La infiltración consiste en el paso gradual del agua a través de los poros, orificios o grietas del suelo. Puesto que en esta tesis las propiedades del agua se consideran inalterables, se puede asumir que la infiltración depende principalmente de las características del suelo donde ésta se produce.

La infiltración es un factor crucial en el riego por superficie: no sólo tiene influencia en la cantidad de agua que penetra en el suelo sino que también en la velocidad de avance de la lámina de agua a lo largo de la longitud del surco (Or y Walker, 1996).

3.4.1.4.1. Tipos de funciones de infiltración

La infiltración en un suelo se describe habitualmente a partir de la función de infiltración, que básicamente relaciona la cantidad de agua infiltrada (Z_{inf}) con el tiempo de contacto (τ) de la lámina de agua con el medio poroso.

Numerosos modelos o fórmulas matemáticas se han desarrollado para describir la infiltración de agua en el sentido vertical en un suelo. Las ecuaciones de infiltración existentes se pueden clasificar en tres categorías (Walker y Skogerboe, 1987):

- (1) modelos basados en las relaciones generales de un medio poroso
- (2) modelos derivados de la simplificación del medio físico del suelo
- (3) ecuaciones empíricas basadas en el ajuste de datos experimentales

Dentro de la primera categoría (ver Tabla III 6) se encuentra la solución unidimensional de la ecuación de Darcy, conocida también en medio no saturado como la ecuación de Richards (ecuación [III.5]). En la segunda categoría hay la ecuación de “Green and Ampt” (Green y Ampt, 1911). Finalmente, la última categoría contempla varios modelos empíricos capaces de caracterizar la infiltración vertical como por ejemplo la fórmula de Horton (Horton, 1940), la ecuación de Kostiakov (Kostiakov, 1932) o la ecuación de Philip (Philip, 1957).

Tabla III 6. Principales funciones de infiltración (*).

Función	Expresión	Dimensiones	Límites	Ecuación
Richards	$\frac{\partial \theta}{\partial \tau} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K \cdot \left(\frac{\partial h_p}{\partial z} + 1 \right) \right]$	θ [L^3/L^3]; z [L]; K [L/T]; h_p [L]	$h_p < 0$; $z \geq 0$	[III.5]
Green y Ampt	$Z_{inf} = K_s \left(\frac{y + h_p + L_f(\tau)}{L_f(\tau)} \right)$	K_s [L/T]; y [L] h_p [L]; L_f [L]	$K_s > 0$; $y \geq 0$; $h_p < 0$; $L_f \geq 0$	[III.66]
Horton	$Z_{inf} (\ddagger) = B \cdot (1 - e^{-a\tau}) + C_s \cdot \tau$	S_s [L]; B [L ²]; ρ [-]; C_s [L ² /T]	$B > 0$; $\rho > 0$; $C_s > 0$	[III.57]
Kostiakov-Lewis	$Z_{inf} = k \cdot \tau^a + f_o \cdot \tau$	k [L/T ^a]; a [-] f_o [L/T]	$k > 0$; $0 < a < 1$; $f_o > 0$	[III.61]
Kostiakov simple	$Z_{inf} = k \cdot \tau^a$	k [L/T ^a]; a [-]	$k > 0$; $0 < a < 1$	[III.62]
Philip	$Z_{inf} = S \cdot \tau^{0.5} + A_T \cdot \tau$	S [L/T ^{0.5}]; A_T [L/T]	$S > 0$; $A_T > 0$	[III.67]

(*) Donde: Z_{inf} es la dosis de agua infiltrada, [L^3/L^2], excepto en (‡) donde [L^3/L]; τ es el tiempo de oportunidad, [T]; S_s es la separación entre surcos, [L].

Clemmens (1983) constató que las funciones empíricas reflejan mejor la infiltración en campo que las ecuaciones de los modelos teóricos básicos. Muchos modelos predictivos del riego por superficie utilizan las fórmulas empíricas, especialmente las de Kostiakov, ya que son simples en términos matemáticos y con un elevado potencial práctico. En este sentido, Philip (1957) indicó que la ecuación simple de Kostiakov (ecuación [III.62]) calculaba correctamente la infiltración en un suelo si el tiempo de contacto era corto; para

tiempos largos de infiltración apuntó que la función de Kostiakov-Lewis o Kostiakov modificada (ecuación [III.61]) era la que mejor reflejaba la realidad observada.

Los modelos de infiltración citados anteriormente describen la infiltración en el sentido vertical. Aunque es evidente que el fenómeno de infiltración en un surco de riego es un fenómeno tridimensional, el uso extendido de los modelos de infiltración anteriores se fundamenta en el compromiso que tienen entre la facilidad para prever sus parámetros empíricos de ajuste y la precisión de la predicción que realizan.

3.4.1.4.2. Métodos de determinación de las funciones de infiltración

La determinación de los parámetros de las funciones empíricas de infiltración en suelos se puede realizar aplicando diferentes metodologías de campo.

Métodos puntuales

Existen técnicas que sirven para la medida, en un punto concreto, de la cantidad de agua que se infiltra en el suelo por unidad de tiempo. Bower (1986) y Walker (1989a) describen los métodos de simple o doble anillo o los métodos de estanque que miden la infiltración sobre una superficie horizontal. También existen los infiltrómetros de surco, los infiltrómetros de surco con recirculación (Kincaid, 1986; Walker, 1989a) y los infiltrómetros de *by-pass* (Shull, 1961). Todos ellos aportan datos para el ajuste de los parámetros empíricos de las funciones de infiltración en las condiciones de infiltración bidimensionales de un riego por surcos.

La infiltración es un fenómeno complejo y generalmente es el parámetro más difícil de evaluar en condiciones de riego por superficie, particularmente porque es variable en el espacio y en el tiempo, hecho que convierte el manejo de un riego por superficie en un proceso complejo (Camacho *et al.* 1997; Raghuwanshi y Wallender, 1997; Rasoulzadeh y Sepaskhah, 2003). Oyonarte *et al.* (2002) demuestran la variabilidad de la infiltración en una parcela a partir de medidas puntuales con infiltrómetros de surco. Bautista y Wallender (1985) y Taborton y Wallender (1989) también demostraron a partir de sus observaciones la elevada variabilidad espacial de la infiltración en parcelas agrícolas. Childs *et al.* (1993) con el uso del infiltrómetro de *by-pass* observaron la variación espacial y estacional de la infiltración en los surcos de riego. Esta variabilidad observada en un parámetro tan importante como es la infiltración del suelo en un riego por superficie ha llevado a varios autores a predecir el comportamiento del riego por superficie contemplando la variabilidad de este junto con otros parámetros (Raye y Wallender, 1988; Schwankl *et al.*, 2000).

Métodos no puntuales o ponderados

Otro grupo de técnicas ampliamente utilizadas para la valoración de la función de infiltración en un riego por superficie son los métodos no puntuales o ponderados. Shepard *et al.* (2003), Holzapfel *et al.* (2004) y Walker y Kasilingam (2004) coinciden en afirmar que los métodos ponderados tienen la capacidad de estimar mejor los parámetros de la función de infiltración que los métodos puntuales. Estas técnicas tienen la particularidad que permiten calcular la función de infiltración de todo un surco o una tabla de riego como si fuera una única unidad.

Elliott y Walker (1982) y sus colaboradores después de varios trabajos de campo concluyeron que la infiltración en un riego por surcos es difícil de caracterizar mediante métodos puntuales. Por esta razón propusieron el “*two-point method*” que, por un lado, supuso una mejora a la aproximación de los métodos tradicionales de la época (Christiansen *et al.*, 1966; Fangmeyer y Ramsey, 1978) para el cálculo de los parámetros de

la función de infiltración de Kostiakov-Lewis (ecuación [III.61]) en surcos de riego. Por otro lado, el “*two-point method*” estableció una metodología que se ha convertido en un referente y en un punto de partida para el desarrollo de otras metodologías de predicción de la función de infiltración en surcos de riego (ver [Tabla III 7](#)).

[Tabla III 7](#). Métodos de predicción de la función de infiltración ponderada de un suelo.

Método	Autores
“ <i>Two-point method</i> ”	Elliott y Walker (1982)
ALIVE	Renault y Wallender (1992)
“ <i>One-point method</i> ” de Shepard	Shepard <i>et al.</i> (1993)
Infiltración lineal	Mailhol y González (1993)
INFILT	McClymont y Smith (1996)
Método de Updhyaya y Raghuwanshi	Upadhyaya y Raghuwanshi (1999)
“ <i>One-point method</i> ” de Valiantzas	Valiantzas <i>et al.</i> (2001)
REIP	Khatri y Smith (2006)

Los métodos de predicción anteriores, son técnicas basadas en el método del balance de volumen (ver [apartado 3.4.1.2.5](#)) y que solucionan los parámetros de la función de infiltración a partir de la solución inversa al problema con los datos de avance del riego. Por su parte, en cambio, [Scaloppi *et al.* \(1995\)](#), bajo la consideración que las fases iniciales (de avance) no reflejaban el comportamiento global de riego, propuso su metodología para el cálculo de los parámetros de la función de Kostiakov-Lewis a partir de los datos de la fase de avance, de la fase de almacenaje o de ambas puesto que son las dos fases mayoritarias de un evento de riego por superficie.

En base a algunas de las técnicas descritas en la [Tabla III 7](#) varios autores han ido desarrollando aplicaciones informáticas (códigos) útiles para la simplificación del cálculo de las funciones de infiltración. Tal es el caso, por ejemplo, de [Montserrat y Barragán \(1991\)](#) quienes desarrollaron el programa EVASUP2 para la determinación de los parámetros empíricos de la función de infiltración de Kostiakov-Lewis a partir del “*two-point method*”. El mismo método utilizaron [Mailhol *et al.* \(1997\)](#) para su programa RAIEOPT que permite calcular los parámetros de la función de infiltración de Horton. El método INFILT es el que utilizan [Gillies y Smith \(2005\)](#) para el programa IPARM que también simplifica la resolución de los parámetros de la función de Kostiakov-Lewis.

Aparte de las metodologías anteriores basadas en los balances de volumen/masa, se han desarrollado otras basadas en la solución numérica de las ecuaciones de Saint-Venant (ecuaciones [III.42] y [III.43]). [Walker y Busman \(1990\)](#), [Camacho *et al.* \(1997\)](#) y [Becerra y Tafur-Hermann \(2006\)](#) han desarrollado técnicas de calibración de los parámetros de infiltración de Kostiakov trabajando con la solución numérica del modelo de onda cinemática ([apartado 3.4.1.2.4](#)). También lo hicieron [Bautista y Wallender \(1993\)](#) y [Montserrat \(1994\)](#) con el modelo hidrodinámico ([apartado 3.4.1.2.2](#)). Todos los autores anteriores se basaron en la minimización de errores entre los valores observados y los simulados con la implementación de algoritmos de optimización en los modelos citados obteniendo, por método inverso, los parámetros empíricos de infiltración.

La infiltración de un suelo además de ser dependiente de las propiedades (naturaleza) del suelo y del contenido de agua de éste, también varía longitudinalmente con la altura de la lámina de agua y transversalmente con el perímetro mojado (especialmente en surcos). Por este motivo, autores como Fok (1984), Strelkoff y Souza (1984), Blair y Smerdon (1985), Izadi y Wallender (1985), Vogel y Hopmans (1992), Schmitz (1993ab), Camacho *et al.* (1997), Enciso-Medina *et al.* (1998), Walker (2001), Álvarez (2003) o Mailhol *et al.* (2005) asumen que la infiltración en surcos es proporcional (mediante una relación lineal o no lineal) al perímetro mojado (WP). En consecuencia adoptan la aproximación propuesta por Strelkoff y Souza (1984) (ecuación [III.68]) con el propósito de reflejar la influencia del perímetro mojado en la infiltración de los surcos y así mejorar la precisión de las simulaciones de riego.

$$Z_{inf\ i} = Z_{inf\ ref} \cdot \left(\frac{WP_i}{WP_{ref}} \right)^{b_{WP}} \quad [III.68]$$

siendo respectivamente $Z_{inf\ ref}$ y WP_{ref} la lámina de agua infiltrada, en mm, y el perímetro mojado observado, en m, en un riego realizado con el caudal de referencia ($Q_{ent\ ref}$); $Z_{inf\ i}$ y WP_i la lámina de agua infiltrada y el perímetro mojado de un nuevo riego i con un caudal de riego $Q_{ent\ i}$ y distinto al $Q_{ent\ ref}$ y b_{WP} un exponente empírico adimensional.

Autores como Álvarez (2003), Mailhol *et al.* (2005) o Langat *et al.* (2007) asumen el valor del exponente b_{WP} igual a 0,6, mientras que Oyonarte *et al.* (2002) sugirieron el valor del exponente b_{WP} igual a 0,29 para los primeros riegos de una campaña y 0,64 para riegos posteriores.

En concordancia con las consideraciones anteriores, Bautista y Wallender (1993) consideran que los parámetros de las funciones de infiltración obtenidos sin tener en cuenta el efecto del perímetro mojado son válidos si se mantiene el caudal de agua constante e igual al que se ha utilizado para estimar los citados parámetros empíricos.

3.4.1.4.3. Códigos para la determinación de las funciones de infiltración

El código RAIEOPT

El código RAIEOPT (Mailhol y González, 1993; Mailhol *et al.*, 1997; Mailhol, 2003) es una aproximación analítica simplificada basada en el método de balance de volumen (ver apartado 3.4.1.2.5 y ecuación [III.51]) propuesta en sus inicios por Lewis y Milne (1938) y que ha sido ampliamente utilizada para la modelación de las prácticas de riego por superficie.

$$Q_{ent} \cdot t = A_o \cdot \sigma_y \cdot x + \int_0^x Z(t - t_{av}(x)) dx \quad [III.51] \text{ repetición}$$

La solución a la ecuación [III.51] utilizando la transformada de Laplace para la trayectoria de avance $x(t)$ fue propuesta por Philip y Farrell (1964).

Para el caso de la función de infiltración de Horton

$$Z_{inf} = B \cdot (1 - e^{-at}) + C_s \cdot t \quad [III.57] \text{ repetición}$$

la trayectoria de avance $x(t)$ viene dada por la ecuación [III.69]:

$$x(t) = A_1 \cdot (1 - e^{a_1 t}) + B_1 (1 - e^{a_2 t}) \quad [\text{III.69}]$$

donde

$$A_1 = \frac{Q_{ent}}{a_2 - a_1} \left[\frac{1}{\sigma_y \cdot A_o} + \frac{a_2}{Cs} \right] \quad [\text{III.70}]$$

$$B_1 = \frac{Q_{ent}}{a_1 - a_2} \left[\frac{1}{a_2} + \frac{a_1}{Cs} \right] \quad [\text{III.71}]$$

$$a_1 = \frac{(Cs + B \varrho + \sigma_y \cdot A_o \varrho)}{2 \sigma_y \cdot A_o} + \frac{\sqrt{(Cs + B \varrho + \sigma_y \cdot A_o \varrho)^2 - 4 Cs \sigma_y \cdot A_o \varrho}}{2 \sigma_y \cdot A_o} \quad [\text{III.72}]$$

$$a_2 = \frac{(Cs + B \varrho + \sigma_y \cdot A_o \varrho)}{2 \sigma_y \cdot A_o} - \frac{\sqrt{(Cs + B \varrho + \sigma_y \cdot A_o \varrho)^2 - 4 Cs \sigma_y \cdot A_o \varrho}}{2 \sigma_y \cdot A_o} \quad [\text{III.73}]$$

y en que A_o es estimada mediante la ecuación de Manning (ecuación [III.74]) para un surco de sección trapezoidal estándar de base 10 cm y pendiente $\frac{1}{2}$ ($26,6^\circ$ respecto la base). El coeficiente de rugosidad de Manning se toma igual a 0,05 para el primer riego y 0,04 para el resto de riegos (Mailhol y González, 1993).

$$S_o = \left(\frac{Q_{ent} \cdot n}{A_o \cdot (R_{h0})^{2/3}} \right)^2 \quad [\text{III.74}]$$

siendo S_o la pendiente del surco, en m/m; Q_{ent} el caudal de entrada en el surco por unidad de anchura, en $\text{m}^3/\text{seg} \cdot \text{m}$; n el coeficiente de rugosidad de Manning (adimensional); A_o el área mojada del flujo en la cabecera del surco, en m^2 ; y R_{h0} el radio hidráulico en la cabecera del surco, en m, en que $R_{h0} = A_o / WP_o$, siendo WP_o el perímetro mojado en la cabecera del surco, en m.

Tomando las consideraciones anteriores, los únicos parámetros a estimar mediante la calibración a partir de los datos observables de un riego por superficie (datos de la fase de avance $(x_i, t(x_i))$, las características de la superficie del suelo (n), del surco de riego (L, S_o y S_s) y del manejo del riego (Q_{ent} y t_o)) son B, ϱ y Cs .

De acuerdo con la metodología descrita por Mailhol *et al.* (1997) y Mailhol (2003), la estimación de los parámetros B, ϱ y Cs a partir de los datos fácilmente observables de un riego por superficie es un método de calibración conocido como la aproximación inversa del modelo (ver Figura III 24). En otras palabras, a partir de la observación del comportamiento de un riego por superficie es posible estimar la función de infiltración que ha gobernado dicho riego. Este método puede ser usado en tiempo real para la mejora de los índices de comportamiento de un riego por superficie en un surco representativo (Mailhol *et al.*, 1997).

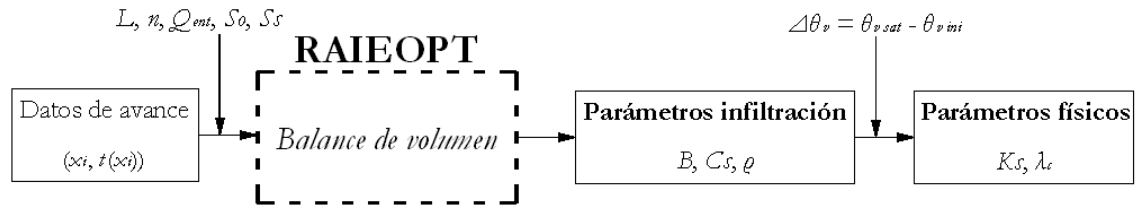


Figura III 24. Diagrama de la aproximación inversa del modelo mediante el código RAIEOPT.

La metodología de calibración del código se basa en la minimización de la suma de cuadrados entre los datos observados y los simulados de la trayectoria de avance. Para ello se utiliza el algoritmo de optimización de Rosenbrock (Rosenbrock, 1960) estableciendo como parámetro inicial C_s y el proceso iterativo descrito por Mailhol (2003). La elección de C_s como parámetro inicial de optimización es debido a que la fiabilidad de la predicción de la infiltración depende particularmente de este parámetro, especialmente en el cálculo del tiempo de contacto ($\tau(x) = t_{rec}(x) - t(x)$) a partir de las diferencias entre el tiempo de receso (ecuación [III.75]) y el tiempo de avance.

$$t_{rec}(x) = \left[\frac{x}{60 \sqrt{S_0} \cdot C_s^{2/3}} \right]^{3/5} + t_{co} \quad \text{[III.75]}$$

siendo $t_{rec}(x)$ el tiempo de receso en la abscisa x , en min; x la abscisa de cálculo, en m; S_0 la pendiente longitudinal del surco, en m/m; C_s el coeficiente de infiltración estabilizada de Horton, en $l/m \cdot \text{min}$ y t_{co} es el tiempo de corte del riego, en min. Nótese que en la abscisa $x = 0$ m, el tiempo de receso coincide con el tiempo de corte del riego: $t_{rec}(0) = t_{co}$.

El código EVASUP2

El código EVASUP2 (Montserrat y Barragán, 1991) permite la obtención de los parámetros de infiltración que gobiernan un evento de riego a partir de la observación del avance de este. Actúa a nivel conceptual de forma parecida al código RAIEOPT. Ambos códigos se basan en el hecho que los procesos de avance-infiltración en un riego por superficie están íntimamente ligados.

Para conocer la función de infiltración, EVASUP2 se basa en el principio de conservación de la masa durante el avance del riego:

$$V_{ap} = V_{sup}(t) + V_{inf}(t) \quad \text{[III.45] repetición}$$

El balance de volumen establece en cada uno de los tiempos del avance de un riego que el volumen aportado (ecuación [III.46]) es igual al volumen superficial (ecuación [III.49]) más el infiltrado (ecuación [III.50]).

El volumen infiltrado se calcula adoptando la función empírica de infiltración de Kostiakov simple:

$$Z_{inf} = k \cdot \tau^a \quad \text{[III.62] repetición}$$

Tomando la función de infiltración anterior para el cálculo del volumen infiltrado, éste adopta la expresión:

$$V_{inf} = \int_0^x k(t - t_{av}(x))^a dx \quad \text{[III.76]}$$

El modelo EVASUP2 tiene por objeto la determinación de los parámetros k y a de la función empírica de infiltración de Kostiakov simple. Puesto que hay dos incógnitas a resolver, se plantea el balance de volumen en dos instantes (t_1 y t_2) durante la fase de avance resultando para $t = t_1$ y $t = t_2$ respectivamente:

$$Q_{eni} \cdot t_1 = A_0 \cdot \sigma_y \cdot x_1 + \int_0^{x_1} k(t_1 - t_{av}(x_1))^a dx \quad \text{[III.77]}$$

$$Q_{eni} \cdot t_2 = A_0 \cdot \sigma_y \cdot x_2 + \int_0^{x_2} k(t_2 - t_{av}(x_2))^a dx \quad \text{[III.78]}$$

Las incógnitas k y a del sistema de ecuaciones anterior se resuelven mediante un método numérico (Monserat, 1988) implementado en el mismo código EVASUP2.

Para la aplicación del código EVASUP2 en un riego por surcos es preciso recopilar los datos siguientes: separación entre surcos (S_s), longitud del surco (L), caudal de riego (Q_{eni}), perfil transversal del surco (relación empírica $A = \sigma_1 \cdot y^{a_2}$ (ecuación [III.63]), calculada según el procedimiento descrito por Strelkoff y Clemmens (2000)), distancia a la cabecera del surco y tiempos de avance de tres estaciones de medida y, finalmente, la altura de la lámina de agua (H_{agua}) en cada estación de medida en los instantes de tiempo t_1 y t_2 .

3.4.2. MODELACIÓN DE SISTEMAS AGRÍCOLAS

La contribución al conocimiento cualitativo de los sistemas agrícolas se ha basado comúnmente en la utilización de técnicas de correlación y regresión para el estudio de las interacciones entre las variables de estos sistemas. La información que se obtiene con este tipo de técnicas se caracteriza por la especificidad del lugar y las condiciones con las que se experimenta. Este hecho dificulta la comparación de los resultados obtenidos en otros escenarios.

El desarrollo de modelos de sistemas agrícolas desde la década de los 70 ha significado un nuevo horizonte emergente en las ciencias agrícolas donde investigar para poder hacer uso de las ventajas que éstos ofrecen. La simulación de sistemas agrícolas hace posible ⁽¹⁾ entender y comprender el comportamiento de los cultivos en interacción con el medio, ⁽²⁾ que sean utilizados como herramienta para la gestión y decisión en aspectos relativos a la contaminación ambiental, la economía y/o las prácticas agrícolas en una región concreta y ⁽³⁾ la reducción del tiempo de obtención de resultados de un cultivo de una campaña (según las técnicas empíricas) a un día o menos (con la ejecución de los códigos).

El uso de códigos de simulación de sistemas agrícolas permite al usuario -normalmente personal técnico formado- poder comprender lo que sucede en un sistema agrícola. Los datos de salida del un código de simulación son el producto de la interacción de múltiples variables en escenarios complejos. Unas operaciones que normalmente no se pueden resolver de forma directa. Es por ello que este tipo de códigos (algoritmos) son una herramienta muy práctica para el cálculo de las respuestas de un sistema agrícola a un determinado escenario y prácticas agronómicas (Happe *et al.*, 2011).

Las virtudes de todo código de simulación tienen su contraposición en el hecho que requieren ser bien calibrados y validados en las condiciones que posteriormente pretendan simular.

3.4.2.1. Modelos integrados de simulación de un sistema agrícola

En la modelación de un sistema agrícola se relacionan procesos biológicos con los del medio físico y/o químico mediante ecuaciones matemáticas. Dada la complejidad para modelar el fenómeno global, es común dividir un modelo integral en modelos de subsistemas (o submodelos) que permitan tratar con independencia y con más detalle los procesos biológicos, físicos y/o químicos. Es una configuración que facilita la evolución del modelo y permite la transferencia de conocimiento en los avances del campo en cuestión (Brisson *et al.*, 1998).

Jame y Cutforth (1996) citan que no existe ningún modelo de simulación de cultivos que represente el comportamiento real de un sistema agrícola porque muchos procesos que los afectan aún no se han entendido, todavía, completamente. A pesar de este hecho, se ha avanzado en esta disciplina de la ciencia agrícola intentando no describir todos los procesos de una forma mecanicista sino describiendo relaciones empíricas entre éstos. El empirismo frente al mecanicismo representa, en general, una reducción de los parámetros de entrada al modelo y, en definitiva, una simplificación del proceso que se modela y su calibración. Por otro lado, sin embargo, el empirismo en los modelos supone que éstos sean más específicos de las zonas donde se calibran y por lo tanto se mantengan alejados de la idea de un modelo universal de cultivo. Así pues, existe un compromiso entre la precisión y los datos necesarios en los modelos de sistemas agrícolas.

Autores de muchas zonas del mundo han elaborado modelos de casi todos los cultivos que tienen una importancia económica relativa en diferentes partes del mundo. Hay una gran cantidad de modelos de subsistemas agrícolas que se han desarrollado con la intención de profundizar en el conocimiento de algún proceso relacionado con el crecimiento del cultivo. El maíz es, también, un cultivo cuyo conocimiento ha evolucionado mucho con los modelos de simulación. En la [Tabla III 8](#) se presentan, como muestra de variedad, algunas de las aportaciones al conocimiento de algunos de los procesos en el cultivo del maíz.

Tabla III 8. Aportaciones al estudio de subsistemas en el cultivo del maíz (ordenadas alfabéticamente por autores). (Fuente: Elaboración propia)

Autor/es	Descripción del proceso
Aubertot <i>et al.</i> (1999)	Simulación de la emergencia de la plántula
Bloc y Gouet (1977)	Influencia de la temperatura en la floración y la maduración
Brisson <i>et al.</i> (1999)	Transferencia diaria de radiación en cultivos sembrados en línea
Childs <i>et al.</i> (1977)	Condiciones de crecimiento en situaciones de estrés hídrico
De Neve y Hofman (1999)	Predicción de la mineralización del nitrógeno de residuos de cosecha
Gardner (1991)	Extracción de agua del suelo por las raíces
Kóvacs <i>et al.</i> (1999)	Secado de los granos en las mazorcas
Lemaire <i>et al.</i> (1996)	Extracción del nitrógeno del suelo
Lizaso y Batchelor (1999)	Predicción del número de granos por espiga
Lorgeou (1990)	Evolución del peso y el contenido de agua en el grano

A medida que se ha evolucionado en el conocimiento de subsistemas agrícolas, éstos han sido adaptados y combinados con el objetivo de crear los modelos de simulación de cultivos. La mayor parte de estos modelos ha sido concebida con el objetivo de ser genéricos y poder simular gran cantidad de situaciones agronómicas en diferentes cultivos. Los ejemplos más claros son los códigos APSIM (Keating *et al.*, 2003) y DSSAT (Jones *et al.*, 2003) que pueden simular el crecimiento y la interacción con el medio de 21 y 16 cultivos diferentes respectivamente además de cultivos arbóreos y pastos. Obviamente, no todos los modelos son capaces de simular tantos cultivos. La mayor parte de ellos han sido calibrados y validados para la simulación de cultivos con más presencia en todo el mundo: trigo, cebada, maíz, arroz, etc.

3.4.2.2. Tipos de modelos de simulación de un sistema agrícola

En las últimas dos décadas la simulación del complejo suelo-planta-atmósfera-agua de un sistema agrícola ha vivido momentos de auge. Prueba de ello es la gran cantidad de modelos integrados de simulación existentes actualmente en todo el mundo. Muchos grupos de autores de diferentes orígenes se han encargado de investigar, elaborar, programar, calibrar y validar diferentes tipos de modelos con esta finalidad. El resultado es un amplio mosaico de herramientas de simulación de cultivos y del impacto sobre el medio ambiente que éstos causan. En la Tabla III 9 se relacionan algunos modelos de sistemas agrícolas más representativos capaces de simular el cultivo del maíz.

Tabla III 9. Principales códigos de simulación de cultivos existentes a nivel mundial (ordenados alfabéticamente). (Fuente: Elaboración propia)

Código	Principales fuentes
APSIM	Keating <i>et al.</i> (2003)
CoupModel	Wu <i>et al.</i> (1998); Jansson y Karlberg (2001)
CropSyst	Stöckle (1999b); Stöckle y Nelson (2000); Stöckle <i>et al.</i> (2003)
DAISY	Hansen <i>et al.</i> (1993)
DSSAT	Jones <i>et al.</i> (2003)
LEACHM	Hutson y Wagenet (1992)
LPM	El-Kadi y Ling (1999)
RZWQM	Ma <i>et al.</i> (2000)
STICS	Brisson <i>et al.</i> (1998)
SUNDIAL	Smith <i>et al.</i> (1996)
SWAP	van Dam <i>et al.</i> (1997); Kroes <i>et al.</i> (1999)
SWMS	Buyuktas y Wallender (2002); Tarboton <i>et al.</i> (2002ab)
WAVE	Vancloster <i>et al.</i> (1996)

Los códigos LEACHM, LPM, RZWQM y SWMS son herramientas que simulan el movimiento de agua y el transporte de solutos en el suelo. Sin embargo, si bien consideran las extracciones de agua y solutos por parte del cultivo, no simulan el rendimiento productivo de este. Otras herramientas de simulación como APSIM (Australia), CoupModel (Suecia), DAISY (Dinamarca), SWAP (Holanda), SUNDIAL (Inglaterra) o WAVE (Bélgica) si bien son capaces de simular el rendimiento del cultivo además del movimiento de agua y solutos en el suelo, presentan varios inconvenientes para ser calibradas: requieren gran cantidad de parámetros de ajuste del modelo difíciles de cuantificar a la escala y el ambiente que se pretende simular en esta tesis y, además, prácticamente no han estado validados en condiciones ambientales similares. Este hecho aumenta la incertidumbre y el desconocimiento sobre qué valor adoptar para estos parámetros en los modelos. Por otro lado, códigos desarrollados en Estados Unidos como el CERES *maize* contenido dentro del paquete informático DSSAT o el CropSyst han estado validados en muchos escenarios del mundo. Concretamente el código CropSyst ha estado calibrándose en las condiciones de cultivo del maíz en el área de Lleida (Ferrer *et al.*, 2000). Brisson *et al.* (2002) validaron en código STICS en múltiples condiciones en Francia (incluidas regiones del sur) de condiciones ambientales similares al área del Empordà.

Muchos modelos integrados de sistemas agrícolas afrontan la complejidad inherente de los procesos que se simulan a partir de la simplificación de éstos. Aún siendo evidente que los sistemas agrícolas se desarrollan en subsistemas tridimensionales y medios heterogéneos, muchos modelos hacen un tratamiento de éstos como unidimensionales y homogéneos. Sin embargo son modelos que *funcionan* y, en muchos de ellos, se plantea la duda de si teniendo en cuenta la heterogeneidad se contribuiría a un mejor conocimiento del sistema (van Ittersum y Donatelli, 2003).

Stöckle (1999a) revela que todavía hay un largo camino por recorrer en el trato que hacen los modelos de simulación de cultivos en aspectos tan diversos como el tratamiento del flujo preferencial, la histéresis, la heterogeneidad del suelo, la mineralización del nitrógeno,

la distribución de agua en el suelo o la densidad de las raíces. A pesar de esta aparente limitación, y a la espera de nuevos avances en esta disciplina científica, es conveniente hacer uso de estas herramientas cuando pueden ayudar a mejorar la calidad ambiental de una región afectada por la contaminación de origen agrícola como es el caso del Empordà.

3.4.2.3. Componentes de un código integrado de simulación agrícola

Los códigos de simulación agrícolas en general tienen en cuenta todos los procesos biológicos, físicos y químicos que ayudan a prever el riesgo de contaminación y la productividad del cultivo. En la mayoría de modelos se simulan procesos como el contenido de agua y de nitrógeno en el suelo y en la planta, la fenología del cultivo, el crecimiento de la parte vegetativa y de las raíces, la producción de biomasa, el rendimiento del cultivo, la producción, la descomposición de los residuos de cosecha e incluso la erosión. Estos procesos se ven afectados por el tiempo, las características del suelo y del cultivo y las condiciones de manejo del cultivo como las rotaciones, la variedad seleccionada, el riego, la fertilización nitrogenada, las operaciones de laboreo, el manejo de residuos de cosecha y hasta la salinidad del suelo y el agua o la utilización de pesticidas.

Jame y Cutforth (1996) hicieron una relación de los datos climáticos, de suelo y propios de la variedad cultivada habitualmente requeridos en los modelos de simulación agrícola (Tabla III 10).

Uno de los aspectos más importantes de los modelos agrícolas son los balances de agua, de solutos (nitrógeno, en la mayoría de los casos) y de energía que se producen tanto en el suelo como en la planta. Cada modelo considera los propios componentes de estos balances y la forma de calcularlos.

La diferencia entre modelos es patente ya en el trato que dan a un aspecto tan básico como la distribución de agua y nitrógeno en el suelo. El código SWAP (van Dam *et al.*, 1997) resuelve la distribución de agua en los horizontes del suelo a partir de la solución numérica unidimensional por diferencias finitas de la ecuación de Richards (ecuación [III.5]) y la distribución de nitrógeno a partir de la ecuación de advección-dispersión (ecuación [III.31]). El código STICS (Brisson *et al.*, 1998, 2002), en cambio, considera la distribución de agua y solutos en el suelo de una manera más simple: divide el suelo en capas entre las cuales se transfiere el agua de la superior a la inferior cuando la primera llega y supera el contenido de capacidad de campo. En la transferencia de nitrógeno se produce únicamente por advección y mezcla con la concentración de solutos de la capa inferior. El código CropSyst (Stöckle *et al.*, 2003) puede utilizar las dos aproximaciones de cálculo descritas para la redistribución de agua y nitrógeno entre los horizontes del suelo.

La consulta de las principales fuentes de cada uno de los códigos relacionados en la Tabla III 9 pone de manifiesto que todos los códigos aportan diferentes maneras de modelar los procesos agrícolas y diferentes criterios de cálculo para éstos. El cálculo de fenómenos de transformación de nitrógeno en el suelo, el método adoptado para el cálculo de la evapotranspiración del cultivo, la función de crecimiento de las partes vegetativas y de las raíces, etc. son procesos donde cada código considera su propia metodología de cálculo. Este hecho pone de manifiesto que cada código es diferente al resto, no por los resultados finales que persigue, sino por el camino que adopta para conseguirlos.

Tabla III 10. Datos de entrada y de salida requeridos y aportados por la mayoría de modelos de simulación de sistemas agrícolas. (Fuente: [Jame y Cutforth \(1996\)](#))

Entrada	Clima (datos diarios) <ul style="list-style-type: none"> - Radiación solar - Temperatura máxima y mínima - Precipitación - Humedad (en ciertos casos) - Velocidad del viento (en ciertos casos)
	Suelo <ul style="list-style-type: none"> - Número de horizontes - Contenido de agua a capacidad de campo, a punto de marchitez permanente y a saturación de cada horizonte - La conductividad hidráulica (en ciertos casos) - Curva de retención de agua (en ciertos casos) - Distribución relativa de las raíces - Albedo del suelo - Reservas de la capa superior del suelo para la evaporación - Coeficiente de drenaje - Número de curva de escorrentía
	Cultivo (variedad) <ul style="list-style-type: none"> - Necesidades térmicas de crecimiento - Sensibilidad al fotoperíodo - Tasa máxima de llenado del grano - Número de granos por espiga
Salida*	<ul style="list-style-type: none"> - Estadios fenológicos - Detalles de crecimiento - Dinámica de agua y nitrógeno del suelo - Temperatura del suelo - Dinámica de agua y nitrógeno de la planta <p>* datos de cada día simulado.</p>

3.4.2.4. El código STICS (Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard)

El presente trabajo tiene entre uno de sus principales objetivos calibrar y validar un código de simulación de un sistema agrícola para que, posteriormente, éste sirva de herramienta para el análisis y la comprensión de dicho sistema.

Ante la diversidad actual de códigos, la presente tesis se ha centrado únicamente en el código STICS ([Brisson *et al.*, 1998, 2002](#)). Esta elección se ha basado en el hecho que el citado código ha estado desarrollado en Francia y validado para maíz en regiones edafoclimáticas parecidas al área de estudio (área del Empordà). Este criterio de elección se fundamenta en la afirmación de [Sinclair y Seligman \(1996\)](#) que no existe un modelo universal de sistemas agrícolas y que es necesario adaptar el sistema, los procesos de simulación y los formalismos del modelo a escenarios específicos. Además, STICS permite analizar conjuntamente el sistema suelo-planta-atmósfera a partir de una estructura modular que ofrece facilidad de programación para su calibración y posterior validación.

Este apartado presenta una breve descripción de STICS en su versión 4.0. Para una información más detallada se remite al lector a otras referencias sobre (i) la teoría y la

parametrización del código aplicada a trigo y maíz en [Brisson *et al.* \(1998\)](#); (ii) un ejemplo de validación del código en situaciones de cultivo de trigo y maíz en Francia en [Brisson *et al.* \(2002\)](#); (iii) un análisis de sensibilidad de los parámetros internos del código en [Rugot *et al.* \(2002\)](#); (iv) una presentación general del modelo en su versión 5.0 en [Brisson *et al.* \(2003\)](#) y (v) otros trabajos en los que el código STICS es tratado con especial relevancia en cultivo de maíz: [Bruckler *et al.* \(2000\)](#); [Lafolie *et al.* \(2000\)](#); [Dorsainvil \(2002\)](#); [Schnebelen *et al.* \(2004\)](#); [Zanolin *et al.* \(2007\)](#) o [González-Camacho *et al.* \(2008\)](#).

3.4.2.4.1. Generalidades del código STICS

STICS es un que fue desarrollado y presentado por primera vez por el INRA (Institut National de Recherche Agronomique de Francia) en 1996.

STICS es un modelo funcional, dinámico y de simulación diaria que describe, a escala de parcela agrícola, el sistema suelo-planta-atmósfera. En términos generales, simula el balance de agua, carbono y nitrógeno del sistema suelo-planta. A partir de los datos climáticos diarios y la información relativa al itinerario técnico del cultivo, el modelo calcula variables agronómicas como el índice de área foliar, la biomasa, el rendimiento (producción) del cultivo, la absorción de agua y nitrógeno, y sus dinámicas de absorción en todo el ciclo del cultivo. A su vez, el modelo también puede simular variables ambientales como el drenaje y la lixiviación de nitrógeno en la base del perfil del suelo en una gran variedad de situaciones agronómicas.

El modelo define un sistema que en su límite superior se encuentra la atmósfera, caracterizada por las variables climáticas estándar (radiación, lluvia, viento, humedad relativa, temperatura,...). En su límite inferior está la interficie suelo-subsuelo. A nivel de planta el modelo simula su crecimiento a partir de la interceptación de la radiación solar que es transformada en variables como la biomasa aérea del cultivo, el índice de área foliar, el número y la biomasa de los órganos recolectados, etc. Por su parte, el suelo se divide en capas de distinto grosor. Cada capa se caracteriza por su contenido en agua y en nitrógeno (mineral y orgánico). Los fenómenos de flujo de agua y transporte de nitrógeno entre las capas de suelo se producen *en cascada* (modelo capacitivo). Las capas de suelo tienen una capacidad máxima de agua (definido por su capacidad de agua a capacidad de campo) y una concentración de soluto. El flujo de agua y el transporte del soluto, homogéneamente mezclados con el agua, se realiza de una capa a la siguiente (más profunda) cuando se supera el contenido de agua almacenable en esta capa. Finalmente, la interacción entre el suelo y la planta se realiza a través de las raíces, definidas, a su vez por su densidad en el suelo.

A nivel general, STICS se caracteriza por (i) ser un modelo de carácter genérico, que permite ser adaptado a una gran variedad de cultivos y situaciones agronómicas modificando los parámetros ecofisiológicos y técnicos adecuados; (ii) tener una estructura modular, que permite incorporar fácilmente nuevos módulos que describan nuevos procesos y, *a priori*, (iii) su robustez ([Brisson *et al.*, 2002](#)).

3.4.2.4.2. Estructura del código STICS

El modelo STICS se estructura en módulos (ver [Figura III 25](#)) cada uno de los cuales se compone por un determinado número de submódulos. Los módulos (y submódulos) ofrece a STICS la capacidad de poder simular mecanismos específicos del sistema suelo-planta-atmósfera. Asimismo, los módulos conforman un modelo más estructurado y flexible y, por lo tanto, más preparado para su mejora o adaptación a nuevas situaciones o a nuevos cultivos.

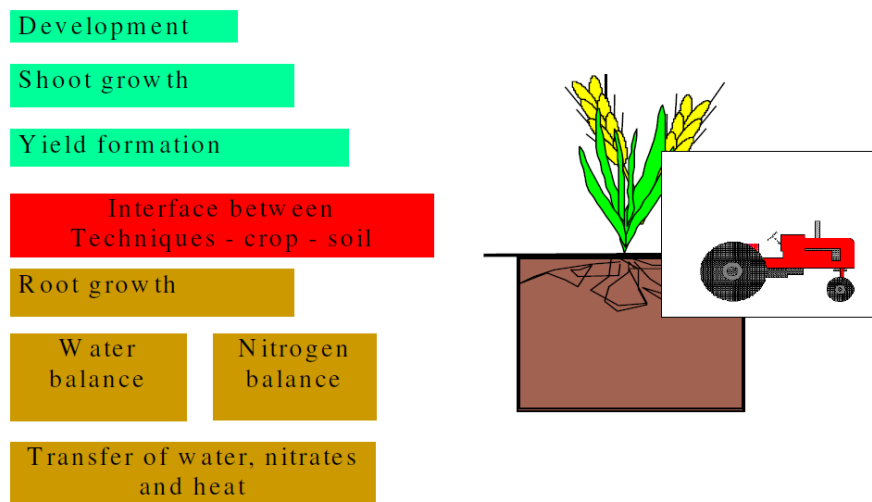


Figura III 25. Relación de los módulos en que se estructura el modelo STICS. (Fuente: Brisson (2002))

Los primeros tres módulos se refieren a la ecofisiología de la parte vegetativa aérea: (1) el desarrollo (*Development*), (2) el crecimiento vegetativo (*Shoot growth*) y (3) los componentes del rendimiento (*Yield formation*). Un segundo set de cuatro módulos hace referencia a los mecanismos por los que el suelo y los componentes que están en él interactúan con la parte subterránea de la planta, las raíces. Estos cuatro módulos son (5) el crecimiento de las raíces (*Root growth*), (6) el balance de agua (*Water balance*), (7) el balance de nitrógeno (*Nitrogen balance*) y (8) la transferencia de agua, nitratos y calor entre las capas de suelo y las raíces (*Transfer of water, nitrates and heat*). Finalmente, existe un último módulo (4) que trata de las interacciones entre el sistema suelo-planta y el itinerario técnico del cultivo en relación a la aplicación de agua (riego), de fertilizante o el microclima (*Interface between techniques-crop-soil*).

3.4.2.5. El código HYDRUS-1D

HYDRUS-1D (Simunek *et al.*, 1998, 2005) es un código que permite simular el movimiento de agua, calor y solutos en un medio unidimensional bajo diferentes regímenes de saturación del suelo. Resuelve numéricamente la ecuación de Richards para el flujo de agua e incorpora un término para contabilizar las extracciones de agua por parte de las raíces del cultivo.

El transporte de solutos se resuelve mediante la ecuación advectivo-dispersiva de la fase líquida del suelo. Las ecuaciones de flujo y transporte de solutos se resuelven por el método de elementos finitos de Galerkin; el esquema temporal mediante la aproximación de Crank-Nicholson.

3.4.3. CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE CÓDIGOS DE SIMULACIÓN

3.4.3.1. Concepto de calibración y validación

La calibración de un código consiste en el ajuste de los parámetros de éste (no conocidos *a priori*) con tal que simule los resultados de acuerdo con las observaciones reales. En los modelos empíricos, la calibración es el único medio para determinar los parámetros y es necesario en los casos de querer utilizar el código para nuevos escenarios de simulación. Para una buena calibración es básico realizar experimentos de campo donde se controlen las condiciones climáticas y de suelo así como los detalles del cultivo durante su crecimiento. [Jame y Cutforth \(1996\)](#) remarcan que aunque un modelo sea simple, si está bien calibrado para una región determinada, aporta buenas predicciones del sistema que simula.

[Braga \(1997\)](#) hace una descripción de las diferentes definiciones del concepto de “validación” que se ha dado y define la validación como la confirmación de que los resultados simulados por un código se ajustan a los que se esperan obtener de él dentro de su rango de aplicación. En este punto [Aber et al. \(2003\)](#) hacen notar que los datos con que se valida un modelo deben ser “independientes”, es decir que no se hayan utilizado en el proceso previo de calibración.

3.4.3.2. Índices de calibración y validación

Las metodologías utilizadas para la determinación de la capacidad predictiva de un código agrícola se basan en los resultados de las simulaciones efectuadas por el código y los resultados experimentales de campo. Estas metodologías se dividen en subjetivas y objetivas ([Mayer y Butler, 1993](#)) o, de forma análoga, en gráficas y estadísticas ([Loague y Green, 1991](#)). Las subjetivas utilizan principalmente métodos gráficos para hacer evaluaciones subjetivas o aplicar técnicas visuales. Las objetivas, en cambio, son metodologías utilizadas para la validación a partir de procesos estadísticos como medidas de desviación o tests estadísticos. [Braga \(1997\)](#) agrupó el conjunto de metodologías más comúnmente utilizadas en la validación de códigos de sistemas agrícolas ([Tabla III 11](#)).

Tabla III 11. Metodologías de calibración y validación de códigos de sistemas agrícolas. (Fuente: Adaptación personal a partir de Braga (1997))

MÉTODOS SUBJETIVOS o GRÁFICOS
<p>Evaluaciones subjetivas:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Criterio de expertos. Útil para determinar comportamientos extraños en las variables simuladas.
<p>Métodos gráficos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Representación de los valores simulados y de los observados en función de una variable independiente (p.e. el tiempo). - Gráficos de los valores simulados frente a los observados juntamente con la recta 1:1 o con rectas de error relativo aceptado. - En datos estratificados las representaciones anteriores pero identificando cada estrato con símbolos diferentes. - Gráficos de valores simulados frente a los valores observados con los correspondientes intervalos de confianza cuando se dispone de más de una valor observado para cada estado simulado.
MÉTODOS OBJETIVOS o ESTADÍSTICOS
<p>Medidas de desviación:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Desviación media (MD) y desviación media relativa (rMD). - Error absoluto medio (MAE) y el error absoluto medio relativo ($rMAE$). - Coeficientes de uniformidad (U y V).
<p>Tests estadísticos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Análisis de regresión lineal en modelos deterministas. Determinación de la raíz de la diferencia de cuadrados absoluta y relativa ($RMSE$ y $rRMSE$) y sus errores sistemáticos ($RMSE_s$ y $rRMSE_s$) y no sistemáticos ($RMSE_n$ y $rRMSE_n$). - El coeficiente de correlación (R^2), la pendiente (B_R), el término independiente (A_R), el estudio de residuos, etc. - Eficiencia del modelo (EF), eficiencia del modelo modificada (EF^*) y/o índice de concordancia (d) o índice de concordancia modificado (d^*). - Técnicas de inferencia estadística para la identificación de intervalos de confianza. - Series temporales, ajustes de modelos polinomiales o simulaciones de Monte Carlo en casos de variables autocorrelacionadas.

La interpretación de los índices de la **Tabla III 11** se describe con precisión en los trabajos presentados por Willmott (1981, 1982), Loague y Green (1991) y Legates y McCabe (1999). Sus fórmulas de cálculo se basan en los valores observados mediante ensayo (O_i) y los valores predichos con el modelo (P_i).

3.4.3.2.1. Estadísticos de calibración y validación

Ajuste a la ecuación de una recta (A_R , B_R y R^2)

Cuando un modelo reproduce exactamente las magnitudes de las observaciones empíricas el gráfico que representa los pares de valores P_i y O_i se ajusta a una línea con la pendiente (A_R) igual a la unidad y el término independiente (B_R) igual a cero. En tales gráficos se representa la ecuación $P_i = A_R \cdot O_i + B_R$. Las variaciones sistemáticas de los pares de valores observados y predichos se pueden valorar, respectivamente, a partir de los índices estadísticos media (\bar{O} y \bar{P}) y desviación estándar (s_o y s_p). En una representación de este tipo el coeficiente de determinación (R^2) indica la proporción de la varianza total de los datos observados que se puede explicar mediante el modelo. Su cálculo, para n

observaciones, se realiza mediante la [expresión \[III.79\]](#) y su rango varía entre 1 y 0, siendo mayor el ajuste del modelo cuánto mayor sea el valor de R^2 .

$$R^2 = \frac{\left[\sum_{i=1}^{i=n} (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P}) \right]^2}{\sqrt{\sum_{i=1}^{i=n} (O_i - \bar{O})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^{i=n} (P_i - \bar{P})^2}} \quad \text{[III.79]}$$

Estadísticamente el coeficiente R^2 es un indicador, en tanto por uno, del porcentaje de la varianza de los datos observados que se explica a partir de la aplicación del código.

Autores como [Fox \(1981\)](#), [Willmott \(1981, 1982\)](#) o [Legates y McCabe \(1999\)](#) ponen en duda la representatividad del coeficiente R^2 como coeficiente indicador del ajuste del modelo a los datos observados. El coeficiente de determinación se limita a evaluar la relación lineal entre las variables representadas pudiéndose obtener altos valores de R^2 con datos como A_R o B_R muy alejados de 1 y 0 respectivamente. [Willmott \(1982\)](#) termina concluyendo que R^2 prácticamente no tiene un valor práctico para la evaluación del comportamiento de un modelo.

[Fox \(1981\)](#) y el resto de autores que lo siguieron (relacionados anteriormente) recomiendan el uso de los índices de error para valorar los errores que se cometen en la utilización del modelo para representar la realidad observada. Estos índices y sus fórmulas de cálculo se relacionana a continuación.

Desviación media (MD)

$$MD = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{i=n} (P_i - O_i) \quad \text{[III.80]}$$

La desviación media indica la diferencia media entre P_i y O_i aportando información sobre el grado de infraestimación o sobreestimación de los valores que estima el modelo sobre los datos observados.

Error medio absoluto (MAE)

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{i=n} (|P_i - O_i|) \quad \text{[III.81]}$$

El error medio absoluto indica el promedio de las diferencias absolutas entre los valores predichos (P_i) y los valores observados (O_i) aportando información sobre el grado de error total acumulado en las estimaciones del modelo sobre los datos observados.

Raíz del error cuadrático medio (RMSE)

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{i=n} (P_i - O_i)^2} \quad \text{[III.82]}$$

[Willmott \(1982\)](#) cita como claramente $RMSE$ es uno de los “mejores” índices de error para valorar el comportamiento general de un modelo puesto que contempla las diferencias

medias entre O_i y P_i . Su fórmula de cálculo le convierte, sin embargo, en un índice sensible a valores extremos debido a la potencia a la que se eleva la diferencia ($P_i - O_i$).

Los valores relativos de los índices de error anteriores (rMD y $rRMSE$) se calculan dividiendo el índice en cuestión por el promedio de los valores observados (\bar{O}) y multiplicado por 100, puesto que se expresan habitualmente en porcentaje. Así, los índices de error relativo expresan el porcentaje de error sobre la media de los valores observados al que se incurre mediante la aplicación del modelo.

Raíz del error cuadrático medio sistemático (RMSEs)

$$RMSEs = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{i=n} (\hat{P}_i - O_i)^2} \quad \text{[III.83]}$$

Siendo \hat{P}_i los valores predichos del modelo a partir del ajuste por mínimos cuadrados a una recta de regresión de tipo $\hat{P}_i = A_R \cdot O_i + B_R$.

Raíz del error cuadrático medio no sistemático (RMSEu)

$$RMSEu = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{i=n} (P_i - \hat{P}_i)^2} \quad \text{[III.84]}$$

Nótese que $RMSE^2 = RMSEs^2 + RMSEu^2$. El error sistemático se atribuye a la desviación propia del modelo en cuestión, mientras que el error no sistemático se interpreta como el error asociado a la precisión de las medidas. Un “buen” modelo se reflejaría en el caso que el error sistemático fuera próximo a cero mientras que el error no sistemático se aproximara al valor de $RMSE$. La proporción relativa de los errores sistemáticos y no sistemáticos ($rRMSEs = RMSEs^2 / RMSE^2$ y $rRMSEu = RMSEu^2 / RMSE^2$) expresa el peso de cada uno de ellos sobre el error total considerado.

Eficiencia de un modelo (EF)

$$EF = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{i=n} |O_i - P_i|^2}{\sum_{i=1}^{i=n} |O_i - \bar{O}|^2} \quad \text{[III.85]}$$

El coeficiente de eficiencia del modelo (EF) representa una mejora sobre el coeficiente de determinación (R^2) puesto que es sensible a las variaciones de A_R y B_R cuando estos varían de 1 y 0 respectivamente.

EF varía desde menos infinito hasta 1 siendo los valores más próximos a la unidad los que indican mejor comportamiento del modelo. Valores negativos de EF indican que la media observada es mejor predictor que el modelo; cuando $EF = 0$ se interpreta que tanto el modelo como la media observada son predictores en el mismo grado.

Índice de concordancia (d)

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{i=n} |O_i - P_i|^2}{\sum_{i=1}^{i=n} (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \quad \text{[III.86]}$$

d varía entre 0 y 1. Su interpretación es similar a la del R^2 y la EF : cuánto más próximo es el valor del índice a la unidad, mayor es el ajuste entre el modelo y los datos observados.

[Legates y McCabe \(1999\)](#) en la discusión de su trabajo propusieron el uso del coeficiente de eficiencia y el índice de concordancia modificados (EF' y d' , respectivamente) con la finalidad de reducir el efecto del cuadrado de la diferencia de los términos. Según su experiencia $EF > EF'$ y $d > d'$ ya que, según argumentan, el cuadrado de la diferencia si bien mejora su facilidad matemática de cálculo, por otro lado incrementa el efecto del estadístico dando más peso a las diferencias elevadas y menos a las pequeñas. Los índices EF' y d' sustituyen el cuadrado de las diferencias (ver ecuaciones [III.85] y [III.86] respectivamente) por la potencia igual a la unidad.

Tanto d como EF son dos índices muy parecidos y que mejoran el inconveniente (argumentado anteriormente) que presenta el uso de R^2 como índice de ajuste entre el modelo y las observaciones. [Legates y McCabe \(1999\)](#) afirman que la única diferencia entre ambos es el rango de su resultado y que, en consecuencia, a nivel interpretativo el índice de concordancia es comparable con R^2 puesto que ambos pueden variar entre 0 y 1. Sin embargo, el índice de eficiencia permite establecer las capacidades predictivas de la media observada a partir de su punto de referencia igual a 0.

3.4.3.3. Metodologías de calibración y validación

Hay diferentes métodos para la selección de parámetros en la calibración de un código. [Ruguet et al. \(2002\)](#) apuntan que se puede recorrer a la literatura, a la medida directa o a algoritmos de optimización de parámetros que actúen bajo criterios de convergencia (p.e. minimización de errores). A su vez, proponen cuáles de los anteriores métodos son más apropiados para la selección de cada parámetro en el caso particular del código STICS.

Por otro lado, para la validación de códigos agrícolas generalmente no se utiliza todo el conjunto de metodologías posibles descritas en la [Tabla III 11](#). Sin embargo, se precisan diferentes índices para la comprobación del ajuste del código. [Legates y McCabe \(1999\)](#) consideran que dicha comprobación debe incluir como mínimo una medida de ajuste (p.e. EF , EF' o d , d'), una medida de error (p.e. $RMSE$ o MAE) y el soporte de algún método gráfico (p.e. comparación entre valores simulados y observados). En el mismo sentido se posicionan [Willmott \(1982\)](#) y [Harrison \(1990\)](#) quienes pusieron en duda la utilización de técnicas de inferencia estadística únicamente para la validación de códigos de simulación. [Loague y Green \(1991\)](#) también abogan que la consideración de un buen ajuste de un código no se debe basar únicamente en métodos objetivos sino que también es una decisión de carácter subjetivo. [Ferrer et al. \(2000\)](#) dan una explicación al respecto; comentan que los índices estadísticos dan poca información sobre el origen y la falta de correspondencia entre los resultados simulados y los valores observados y que, gracias a las representaciones gráficas, se puede extraer una idea sobre el origen de esta posible falta de correspondencia.

A nivel práctico trabajos como los de Ferrer *et al.* (2000) o Brisson *et al.* (2002) avalan la teoría de sus predecesores. Estos autores validan sus respectivos códigos a partir de la interpretación de rectas de regresión sobre las rectas 1:1, de la raíz de la diferencia de cuadrados ($RMSE$) con sus sumandos atribuibles al error experimental ($RMSE_s$) y a la incapacidad de simular del modelo ($RMSE_M$). También utilizan otros índices como la desviación media (MD), el índice de concordancia (d) y la eficiencia del modelo (EF).

Sea cual sea la metodología de validación utilizada, es necesaria la comprobación de la capacidad predictiva de un código. Las técnicas de validación permiten evaluar este ajuste. Sólo los códigos bien validados se convierten en herramientas útiles para la simulación de sistemas agrícolas.

3.4.3.4. Análisis de sensibilidad

Otro aspecto importante a tener en cuenta en la evaluación de códigos de simulación es el análisis de sensibilidad. Este tipo de análisis permite conocer el efecto que tiene la variación de una variable de entrada o variable independiente (p.e. el caudal de riego) sobre una variable de salida del modelo o variable dependiente (p.e. el tiempo en que la lámina de agua llega al final de la parcela).

Los efectos de las variables independientes (χ) y dependientes (ξ) se contabilizan según se muestra en las ecuaciones [III.87] y [III.88].

$$\Delta\chi_i = \frac{\chi_i - \chi_{opt}}{\chi_{opt}} \cdot 100 \quad \text{[III.87]}$$

$$\Delta\xi_i = \frac{\xi_i - \xi_{opt}}{\xi_{opt}} \cdot 100 \quad \text{[III.88]}$$

donde $\Delta\chi_i$ y $\Delta\xi_i$ son las variaciones, en tanto por ciento, de las variables independientes y dependientes respectivamente; χ_i y ξ_i significan, respectivamente, el valor de la variable independiente de la perturbación i y la respuesta del código de simulación en dicha perturbación (de la variable independiente) y, finalmente, χ_{opt} y ξ_{opt} son los valores considerados óptimos de la variable independiente y la variable dependiente respectivamente. El análisis de una perturbación en una variable independiente se realiza manteniendo el resto de variables de entrada en su valor óptimo. No se contabiliza el efecto de una variable independiente cuando, debido al valor de su perturbación (χ_i) la ejecución del código no permite obtener su respectivo ξ_i .

En el caso que no se simule de acuerdo con lo que sucede en realidad es conveniente actuar y modificar los parámetros del modelo. Este tipo de análisis permite cuantificar la influencia que tienen los parámetros de entrada del modelo en el resultado final de la simulación (Ruget *et al.*, 2002).

Para mejorar la predicción de un código se actúa preferentemente sobre los parámetros que tienen más influencia sobre el resultado final. La recalibración de los parámetros se puede realizar mediante ensayos de prueba-error o bien mediante técnicas de optimización (p.e. minimización de errores). A menudo los resultados de una validación se utilizan como guía para el diseño de nuevos experimentos enfocados a mejorar o rehacer partes de un modelo.

3.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aber, J.D.; Bernhardt, E.S.; Dijkstra, F.A.; Gardner, R.H.; Macneale, K.H.; Parton, W.J.; Pickett, S.T.A.; Urban, D.L. y Weathers, K.C.** 2003. *Standards of practice for review and publication of models: summary of discussion*. Dentro de: Canham, Ch.D.; Cole, J.J. y Laurenroth, W.K. (eds.) *Models in ecosystem science*. Princeton University Press. Princeton y Oxford. 204-210.
- Acutis, M. y Donatelli, M.** 2003. *SOILPAR 2.00: software to estimate soil hydrological parameters and functions*. *European Journal of Agronomy*, 18, 373-377.
- Addiscott, T.M.; Whitemore, A.P. y Powlson, D.S.** 1991. *Farming fertilizers and nitrate problem*. CAB International. Wallingford. 170 pp.
- Addiscott, T.M. y Benjamin, N.** 2000. *Avez-vous prix votre nitrate? Perspectives Agricoles*, 259, 24-26.
- Addiscott, T.M. y Benjamin, N.** 2004. *Nitrate and human health*. *Soil Use Management*, 20, 98-104.
- Adjei, M.B.; Quesenberry, K.H. y Chambliss, C.G.** 2002. *Nitrogen fixation and inoculation of forage legumes* [fuera de línea]. SS-AGR-56. Agronomy Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences y University of Florida. Gainesville. Accesible en: [<http://edis.ifas.ufl.edu/pdf/files/AG/AG15200.pdf>]. Fecha de consulta: 12/01/2006. 5 pp.
- AgriTarn.** 2009. *Bilan azote sur maïs et sorgho - Methode Arvalis* [en línea]. AgriTarn. Accesible en: [http://www.agritarn.com/page_site/Bilan-azote-mais-et-sorgho-la-methode-et-la-grille-de-calcul.php]. Fecha de consulta: 16/03/2011.
- ALARC.** 2009. *WinSRFR 3.1 User manual* [en línea]. United States Department of Agriculture. Agricultural Research Service. Arid-Land Agricultural Research Center (ALARC). Maricopa. 193 pp. Accesible en: [<http://www.ars.usda.gov/services/software/download.htm?softwareid=250>]. Fecha de consulta: 05/04/2011
- Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D. y Smith, M.** 1998. *Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements* [en línea]. Irrigation and Drainage paper n° 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Roma. Accesible en: [<http://www.fao.org/docrep/X0490E/x0490e00.htm>]. Fecha de consulta: 16/03/2011. 328 pp.
- Álvarez, R.A.J.** 2003. *Estimation of advance and infiltration equations in furrow irrigation for untested discharges*. *Agricultural Water Management*, 60, 227-239.
- Anderson, M.P.** 1979. *Using models to simulate the movement of contaminants through groundwater flow systems*. *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, 9, 97-156.
- Arbat, G.** 2005. *Desarrollo y validación de un modelo de simulación de la dinámica del agua en el suelo. Aplicación al diseño agronómico y al manejo en riego localizado*. Tesis Doctoral. Universidad de Lleida. 172 pp.
- Arbat, G.; Puig-Bargués, J.; Duran-Ros, M.; Barragán, J. y Ramírez de Cartagena, F.** 2009. *Irrigation performance and water productivity in ornamental plant production in Girona (Spain)*. ASABE Annual International Meeting. American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE). Reno. 21 a 24 de Junio. 12 pp.
- Arrojo, P.** 1998. *Prespectivas socio-económicas del uso del agua en el Regadío de España*. *Tecnología del Agua*, 179, 66-78.

- Artigao, A.; Tarjuelo, J.M.; de Juan, J.A.; Ortega, J.F. y Maturano, M.** 2005. *Growth and nitrogen use efficiency of irrigated maize in a semiarid region as affected by nitrogen fertilization*. Spanish Journal of Agricultural Research, 134-144.
- Aubertot, J.N.; Durr, C.; Richard, G. y Dubruelle, P.** 1999. *SIMPLE: a model for simulation plant emergence*. Proceedings of the International Symposium Modelling Cropping Systems. Lleida. 21 a 23 de Junio. 137-138.
- Aulakh, M.S.; Rennie, D.A. y Paul, E.A.** 1983. *The effect of various clover management practices on gaseous nitrogen losses and mineral nitrogen accumulation*. Canadian Journal of Soil Science, 63, 593-605.
- Basset, D.L.; Fangmeier, D.D. y Strelkoff, T.** 1980. *Hydraulics of surface irrigation*. Dentro de: Jensen, M. (ed.) Design and operation of farm irrigation systems. ASAE Monograph, n° 3. St. Joseph, Michigan. 447-498.
- Bastet, G.; Bruand, A.; Quélin, P. y Cousin, I.** 1998. *Estimation des propriétés de rétention en eau à l'aide de fonctions de pédotransfert (FPT): Une analyse bibliographique*. Etudes et Gestion de Sols, 1, 7-28.
- Bauder, T.A.; Broner, I. y Waskom, R.M.** 2004. *Nitrogen and irrigation management* [en línea]. Colorado State University Cooperative Extension. Fort Collins. Accesible en: [<http://www.ext.colostate.edu/pubs/crops/00514.html>]. Fecha de consulta: 16/03/2011.
- Bautista, E. y Wallender, W.W.** 1985. *Spatial variability of infiltration in furrows*. Transactions of the ASAE, 28(6), 1846-1851.
- Bautista, E. y Wallender, W.W.** 1992. *Hydrodynamic furrow irrigation model with specified space steps*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 118(3), 450-465.
- Bautista, E. y Wallender, W.W.** 1993. *Identification of furrow intake parameters from advance and time rates*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 119(2), 295-311.
- Bear, J.** 1972. *Dynamics of fluids in porous media*. American Elsevier. New York. 764 pp.
- Beaudoin, N.; Saad, J.K.; Van Laethem, C.; Machet, J.M.; Maucorps, J y Mary, B.** 2005. *Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 111, 292-310.
- Becerra, A. y Tafur-Hermann, H.** 2006. *Programa computacional de simulación hidráulica del riego por surcos usando el modelo de onda cinemática. Parte I: Fundamento teórico*. Dyna, 149, 107-117.
- Benbi, D.K. y Richter, J.** 2002. *A critical review of some approaches to modelling nitrogen mineralization*. Biology and Fertility of Soils, 35, 168-183.
- Biggar, J.W. y Nielsen, D.R.** 1967. *Miscible displacement and leaching phenomena*. Agronomy, 11, 254-274.
- Binford, G.D.; Blackmer, A.M. y El-Hout, N.M.** 1990. *Tissue test for excess nitrogen during corn production*. Agronomy Journal; 82, 124-129.
- Binford, G.D.; Blackmer, A.M. y Cerrato, M.E.** 1992. *Relationships between maize yields and soil nitrate in late spring*. Agronomy Journal; 84, 53-59.
- Birch, C.J.; Vos, J. y van der Putten, P.E.L.** 2003. *Plant development and leaf area production in contrasting cultivars of maize grown in a cool temperate environment in the field*. European Journal of Agronomy, 19(2), 173-188.
- Blackmer, A.M.; Pottker, D.; Cerrato, M.E. y Webb, J.** 1989. *Correlations between soil nitrate concentrations in late spring and maize yields in Iowa*. Journal of Production Agriculture, 2, 103-109.

- Blackmer, A.M. y Mallarino, A.P.** 1997. *Cornstalk testing to evaluate nitrogen management*. PM-1584. Cooperative Extension Service, Iowa State University of Science and Technology. Ames, Iowa. 4 pp.
- Blair, A.W. y Smerdon, E.T.** 1985. *Evaluation of empirical equations describing the effect of wetted perimeter on infiltration in furrows*. Irrigation and Drainage Speciality Conference Proceedings. ASCE. San Antonio.
- Bloc, D. y Gouet, J.P.** 1977. *Influence des sommes de température sur la floraison et la maturité du maïs*. Ann. Amélior. Plantes, 28(1), 89-111.
- Blondot, A.; Bordes, J.-P. y Coquil, B.** 2005. *FARMSTAR, service d'aide à la conduite des cultures à la parcelle, élaboré à partir d'images satellites: les nouveautés 2005* [en línea]. Dossiers ARVALIS-Institut du Végétal y EADS-ASTRIUM. Accesible en: [http://www.arvalisinstitutduvegetal.fr/fr/com_detail.asp?id=193]. Fecha de consulta: 16/03/2011.
- Boedhram, N.; Arkebauer, T.J. y Batchelor, W.D.** 2001. *Season-long characterization of vertical distribution of leaf area in corn*. Agronomy Journal, 93, 1235-1242.
- Bohn, H.L.** 1976. *Estimate of organic carbon in world soils*. Soil Science Society of America Journal, 40, 468-470.
- Boixadera, J.; Villar, J.M.; Lloveras, J.; Aran, M.; Villar, P.; Domingo, F.; Bosch, A.D.; Teixidor, N. y Serra, J.** 2005. *La fertilització en el panís*. Dentro de: DARP (ed.) El cultiu del panís, nous avenços. Dossier Tècnic, núm. 1. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Barcelona. 7-9.
- Bos, M.G., y Nugteren, J.** 1990. *On irrigation efficiencies*. International Institute for Land Reclamation and Improvement. Wageningen. 4ª edición. 131 pp.
- Bouwman, A.F.** 1996. *Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils*. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 46, 53-70.
- Bower, H.** 1986. *Intake rate: Cylinder infiltrometer*. Dentro de: Klute, A. (ed.) Methods of soil analysis. Part I. Physical and mineralogical methods. American Society of Agronomy - Soil Science Society of America, 2ª edición. Madison. 825-844.
- Bradbury, N.J.; Whitmore, A.P.; Hart, P.B.S. y Jenkinson, D.S.** 1993. *Modelling the fate of N in crop and soil in the year following application of 15N labelled fertilizer to winter wheat*. Journal of Agriculture Science Cambridge, 121, 363-379.
- Braga, R.** 1997. *Model validation methods. Special reference to crop simulation models* [fuera de línea]. Accesible en: [http://www.esaelvas.pt/ricardo_braga/validation2.PDF]. Fecha de consulta: 17/04/2003.
- Brisson, N.; Mary, B.; Ripoche, D.; Jeuffroy, M. H.; Ruget, F.; Nicoullaud, B.; Gate, P.; Devienne-Barret, F.; Antonioletti, R.; Durr, C.; Richard, G.; Beaudoin, N.; Recous, S.; Tayot, X.; Plenet, D.; Cellier, P.; Machet, J. M.; Meynard, J. M.; Delécolle, R.** 1998. *STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn*. Agronomie, 18, 311-346.
- Brisson N.; Tournebize, R. y Sinoquet, H.** 1999. *A simple daily model of radiative transfers for row crops*. Proceedings of the International Symposium Modelling Cropping Systems. Lleida. 21 a 23 de Julio. 55-56.
- Brisson, N.** 2002. *STICS version 5.0. Concepts and formalisations manual*. Institut National de la Recherche Agronomique (INRA). Avignon. 88 pp.

- Brisson, N.; Ruget, F.; Gate, P.; Lorgeou, J.; Nicoullaud, B.; Tayot, X.; Pl-enet, D.; Jeuffroy, M-H.; Bouthier, A.; Ripoche, D.; Mary, B. y Justes, E.** 2002. *STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize*. *Agronomie*, 22, 69-92.
- Brisson, N.; Gary, C.; Justes, E.; Roche, R.; Mary, B.; Ripoche, D.; Zimmer, D.; Sierra, J.; Bertuzzi, P.; Burger, P.; Bussi re, F.; Cabidoche, Y.M.; Cellier, P.; Debaeke, P.; Gaudill re, J.P.; H nault, C.; Maraux, F.; Seguin, B. y Sinoquet, H.** 2003. *An overview of the crop model STICS*. *European Journal of Agronomy*, 18, 309-332.
- Brookes, G.** 2002. *The farm level impact of using Bt maize in Spain* [en línea]. Brookes West Consultancy. Canterbury, Kent. Accesible en: [<http://croplife.intraspin.com/Biotech/papers/91Brookes.pdf>]. Fecha de consulta: 16/03/2011. 23 pp.
- Brooks, R.H. y Corey, A.T.** 1964. *Hydraulic properties of porous media*. Hydrology Paper n  3. Colorado State University. Fort Collins, Colorado. 27 pp.
- Brouder, S.M. y Mengel, D.B.** 2003. *The Presidress Soil Nitrate Test for Improving N management in Corn* [en línea]. Agronomy Guide AY-314-W. Purdue University Cooperative Extension Service. West Lafayette, Indiana. Accesible en: [<http://www.agry.purdue.edu/ext/pubs/AY-314-W.pdf>]. Fecha de consulta: 16/03/2011. 4 pp.
- Bruckler L.; Lafolie F.; Ruy, S.; Granier J. y Beaudequin D.** 2000. *Modelling the agricultural and environmental consequences of non-uniform irrigation on a maize crop. 1. Water balance and yield*. *Agronomie*, 20, 609-624.
- Bundy, L.G.** 2001. *Managing urea-containing fertilizers* [en línea]. Area Fertilizer Dealer Meetings. Wisconsin. Accesible en: [http://www.soils.wisc.edu/extension/area/horizons/2001/Urea_management.pdf]. Fecha de consulta: 16/03/2011. 6 pp.
- Burdine, N.T.** 1953. *Relative permeability calculations from pore-size distribution data*. *Petroleum Transactions of the American Institute of Mining, Metallurgical, and Petroleum Engineers*, 198, 71-77.
- Burt, C.M.; Clemmens, A.J. y Solomon, K.H.** 1995. *Identification and quantification of efficiency and uniformity components* [en línea]. Proceedings of the ASCE Water Conference. San Antonio, Texas. 1526 - 1530. Accesible en: [<http://www.itrc.org/papers/idandquantification/idandquantification.pdf>]. Fecha de consulta: 17/03/2011.
- Burt, C.M.; Clemmens, A.J.; Strelkoff, T.S.; Solomon, K.H.; Bliesner, R.D.; Hardy, L.A.; Howell, T.A. y Eisenhauer, D.E.** 1997. *Irrigation performance measures: efficiency and uniformity*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 123(6), 423-442.
- Buyuktas, D. y Wallender, W.W.** 2002. *Enhanced subsurface irrigation hydrology model*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 128(3), 168-174.
- Cahoon, J.E.** 1995. *Defining furrow cross section*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 121(1), 114-119.
- Cahoon, J.E.** 1998. *Kostiakov infiltration parameters from kinematic wave model*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 124(2), 127-130.
- Camacho, E.; Pérez-Lucena, C.; Rold n-Ca as, J. y Alcaide, M.** 1997. *IPE: model for management and control of furrow irrigation in real time*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 123(4), 264-269.
- Cameira, M.R.; Fernando, R.M. y Pereira, L.S.** 2003. *Monitoring water and NO₃-N in irrigated maize fields in the Sorraia watershed, Portugal*. *Agricultural Water Management*, 60, 199-216.

- Cameron, D.R.; Kowalenko, C.G. y Campbell, C.A.** 1979. *Factors affecting nitrate nitrogen and chloride leaching variability in a field plot.* Soil Science Society of America Journal, 43, 455-460.
- Campbell, C.A.; Jame, Y.W. y Winkleman, G.E.** 1984. *Mineralization rate constants and their use for estimating nitrogen mineralization in some Canadian prairie soils.* Canadian Journal of Soil Science, 64, 333-343.
- Campbell, C.A.; Jame, Y.W. y De Jong, R.** 1988. *Predicting net nitrogen mineralization over a growing season: model verification.* Canadian Journal of Soil Science, 68, 537-552.
- Canter, L.W.** 1997. *Nitrates in groundwater.* Lewis Publishers. Boca Raton. 263 pp.
- Carrasco, I.** 2002. *Nuevas tecnologías en fertilización para el respeto del medio ambiente.* Phytoma, 135, 55-60.
- Carrasco, I. y Lezana, J.R.** 2002. *Mejora de la eficacia de la fertilización con el nuevo inhibidor de la nitrificación 3,4 Dimetilpirazol fosfato (DMPP, ENTEC®).* Agrícola Vergel, 245, 228-234.
- Casey, F.X.M.; Derby, N.; Knighton, R.E.; Steele, D.D. y Stegman, E.C.** 2002. *Initiation of irrigation effects on temporal nitrate leaching.* Vadose Zone Journal, 1, 300-309.
- Cavero, J.; Beltrán, A. y Aragüés, R.** 2003. *Nitrate exported in drainage waters of two sprinkler-irrigated watersheds.* Journal of Environmental Quality, 32, 916-926.
- Cerrato, M.E. y Blackmer, A.M.** 1990. *Comparison of models for describing corn yield response to nitrogen fertilizer.* Agronomy Journal, 82, 138-143.
- Chaves, B.; De Neve, S.; Hofman, G.; Boeckx, P.; Van Cleemput, O.** 2004. *Nitrogen mineralization of vegetable root residues and green manures as related to their (bio)chemical composition.* European Journal of Agronomy, 21, 161-170.
- Childs, S.W.; Gilley, J.R. y Splinter, W.E.** 1977. *A simplified model of corn growth under moisture stress.* Transactions of the ASAE, 20, 858-865.
- Childs, J.L.; Wallender, W.W. y Hopmans, J.W.** 1993. *Spatial and seasonal variation of furrow infiltration.* Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 119(1), 74-90.
- Chopart, J.L. y Vauclin, M.** 1990. *Water balance estimation model: field test and sensitivity analysis.* Soil Science Society of America Journal, 54, 1377-1384.
- Chow, V.T.** 1959. *Open channel hydraulics.* McGraw-Hill International Book Company. Tokyo. 680 pp.
- Christiansen, J.E.; Bishop, A.A.; Kiefer, F.W. y Fok, Y.S.** 1966. *Evaluation of intake rate constants as related to advance of water in surface irrigation.* Transactions of the ASAE, 9(5), 671-674.
- Clay, D.E.; Kim, K.-I.; Chang, J.; Clay, S.A. y Dalsted, K.** 2006. *Characterizing water and nitrogen stress in corn using remote sensing.* Agronomy Journal, 98, 579-587.
- Clemmens, A.J.** 1983. *Infiltration equations for border irrigation models.* Proceedings of the National Conference on Advances in Infiltration. American Society of Agricultural Engineers. St. Joseph, Michigan. 266-274.
- Clemmens, A.J. y Burt, C.M.** 1997. *Accuracy of irrigation efficiency estimates.* Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 123(6), 443-453.
- Clemmens, A.J. y Solomon, K.H.** 1997. *Estimation of global irrigation distribution uniformity.* Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 123(6), 454-461.

- Clemmens, A.J.** 1998. *Achieving high irrigation efficiency with modern surface irrigation*. Irrigation Association Expo Technical Conference. IA-USWCL. Falls Church. 161-168.
- Clemmens, A.J.; Eisenhauer, D.E. y Maheshwari, B.L.** 2001. *Infiltration and roughness equations for surface irrigation: How form influences estimation*. ASAE Annual International Meeting. ASAE. Sacramento. 30 de julio - 1 de agosto. 19 pp.
- Coffman, C.G.** 1998. *Critical growth stages of corn*. Soil & Crop Sciences. Paper TRM-SCS-37. Texas Agricultural Extension Service. Texas A&M University System. Collage Station, Texas. 3 pp.
- Constantin, J.; Beaudoin, N.; Laurent, F.; Cohan, J.P.; Duyme, F. y Mary, B.** 2010. *Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization*. Plant and Soil, 341(1-2), 137-154.
- Critchley, W.R.S. y Siegert, K.** 1991. *Water harvesting. A Manual for the Design and Construction of Water Harvesting Schemes for Plant Production*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma.
- Da Costa, J.** 1987. *Parameter sensivity analysis for hydrodynamic, zero-inertia and kinematic-wave hydraulic models*. Tesis de Master. Utah State University.
- DARP.** 1998. *El Codi de bones pràctiques agràries en relació amb el nitrogen*. Ordre de 22 de octubre. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya (DOGC) núm. 2761, de 9 de novembre.
- DAR.** 2006. *Cereals. Estadístiques bàsiques* [en línea]. Departament d'Agricultura, Alimentació i Acció Rural de la Generalitat de Catalunya. Barcelona. Accesible en: [http://www20.gencat.cat/docs/DAR/02%20DAR_Serveis%20i%20tramits/DAR_06%20Dades%20i%20estadistiques/05%20Fitxes%20sectorials/Fitxers%20estatics/cereals.pdf]. Fecha de consulta: 01/04/2011. 71 pp.
- DAR.** 2009. *Superfícies i produccions dels conreus agrícoles* [en línea]. Departament d'Agricultura, Alimentació i Acció Rural de la Generalitat de Catalunya. Barcelona. Accesible en: [http://www20.gencat.cat/docs/DAR/DE_Departament/DE02_Estadistiques_observatoris/02_Estructura_i_produccio/02_Estadistiques_agricoles/01_Llencols_Definitius/Fitxers_Estatis/Llencols_2009.pdf]. Fecha de consulta: 01/04/2011. 26 pp.
- de Juan, J.A.; Tarjuelo, J.M.; Valiente, M. y Garcia, P.** 1996. *Model for optimal cropping patterns within the farm based on crop water production functions and irrigation uniformity. I. Development of a decision model*. Agricultural Water Management, 31, 115-143.
- De Neve, S. y Hofman, G.** 1996. *Modelling N mineralization of vegetable crop residues during laboratory incubations*. Soil Biology & Biochemistry, 28: 1451-1457.
- De Neve, S.; Pannier, J. y Hofman, G.** 1996. *Temperature effects on C and N mineralization from vegetable crop residues*. Plant and Soil, 181, 25-30.
- De Neve, S. y Hofman, G.** 1998. *N mineralization and nitrate leaching from vegetable crop residues under field conditions: a model evaluation*. Soil Biology & Biochemistry, 30: 2067-2075.
- De Neve, S. y Hofman, G.** 1999. *A predictive model for N mineralization from crop residues*. Proceedings of the International Symposium Modelling Cropping Systems. Lleida. 21 a 23 de Junio. 75-76.
- Delgado, J.A.; Shaffer, M.; Hu, C.; Lavado, R.; Cueto-Wong, J.; Joosse, P.; Sotomayor, D.; Colon, W.; Follet, R.; DelGrosso, S.; Li, X. y Rimski-Korsakov, H.** 2008. *An index approach to assess nitrogen losses to the environment*. Ecological Engineering, 32, 108-120.

- Delphin, J.-E.** 2000. *Estimation of nitrogen mineralization in the field from an incubation test and from soil analysis*. *Agronomie*, 20, 349-361.
- Díez, J.A.; Caballero, R.; Román, R.; Tarquis, A.; Cartagena, M.C. y Vallejo, A.** 2000. *Integrated fertilizer and irrigation management to reduce nitrate leaching in Central Spain*. *Journal of Environmental Quality*, 29, 1539-1547.
- Díez, J.A.; Arauzo, M. y Hernáiz, P.** 2005. *Optimización del riego mediante sondas de capacitancia y su efecto sobre la lixiviación de nitrato*. Dentro de: Samper Calvete, F.J. y Paz González, A. (eds.) *Estudios de la Zona no Saturada del Suelo*, vol. VII. Universidade da Coruña. A Coruña. 9-14.
- Domingo-Olivé, F.; Rosselló, A. y Serra, J.** 2005a. *Mesura de la mineralització de N del sòl. Implicacions en la gestió del N en blat de moro*. Dentro de: ICEA (ed.) *La gestió del nitrogen a l'agricultura. Seminari de la Institució Catalana d'Estudis Agraris (ICEA)*. Barcelona. 15-20.
- Domingo-Olivé, F.; Serra, J.; Rosselló, A. y Teixidor, N.** 2005b. *Lavado de nitratos en un cultivo de maíz con diferentes tipos de riego*. Dentro de: Samper Calvete, F.J. y Paz González, A. (eds.) *Estudios de la Zona no Saturada del Suelo*, vol. VII. Universidade da Coruña. A Coruña. 115-118.
- Doorenbos, J. y Pruitt, W.O.** 1977. *Las necesidades de agua de los cultivos*. *Riego y Drenaje* n° 24. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma. 194 pp.
- Dorsainvil, F.** 2002. *Evaluation, par modelisation, de l'impact environnemental des modes de conduite des cultures intermediaires sur les bilans d'eau et d'azote dans les systemes de culture*. Tesis Doctoral. Institut National Agronomique Paris-Grignon. 124 pp.
- Duran, M.** 2003. *Eficàcia del raigràs i del naç d'hivern com a cultius captadors de nitrogen en un sistema de monocultiu de blat de moro de regadiu*. Proyecto Final de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agrónoma. Universidad de Lleida. 86 pp.
- Elliott, R.L. y Walker, W.R.** 1982. *Field evaluation of furrow infiltration and advance functions*. *Transactions of the ASAE*, 25(2), 396-400.
- Elliott, R.L. y Eisenhauer, D.E.** 1983. *Volume balance techniques for measuring infiltration in surface irrigation*. Winter Meeting of American Society of Agriculture Engineers. Paper n° 83-2520. St. Joseph, Michigan. 13 a 16 de Diciembre. 21 pp.
- Elliott, R.L.; Walker, W.R. y Skogerboe, G.V.** 1983. *Furrow irrigation advance rates: a dimensionless approach*. *Transactions of the ASAE*, 26(6), 1722-1725, 1733.
- El-Kadi, A. y Ling, G.** 1999. *LPM-N: a lumped parameter model for nitrogen leaching in agricultural lands*. *Ground water*, 37(1), 27-32.
- Enciso-Medina, J.; Martin, D. y Eisenhauer, D.** 1998. *Infiltration model for furrow irrigation*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 124(2), 73-80.
- Esfandiari, M. y Maheshwari, B.L.** 1998. *Suitability of selected flow equations and variation of Manning's n in furrow irrigation*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 124(2), 89-95.
- Fangmeyer, D.D. y Ramsey, M.K.** 1978. *Intake characteristics of irrigation furrows*. *Transactions of the ASAE*, 21(4), 696-700, 705.
- FAO.** 2010a. *AQUASTAT database*. [en línea]. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma. Accesible en: [http://www.fao.org/nr/water/aquastat/dbase/AquastatWorldDataEng_20101129.pdf]. Fecha de consulta: 30/03/2011.

- FAO.** 2010b. *AQUASTAT database*. [en línea]. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma. Accesible en: [<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en>]. Fecha de consulta: 30/03/2011.
- FAO.** 2011a. *FAOSTAT Database. PopSTAT* [en línea]. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma. Accesible en: [<http://faostat.fao.org/>]. Fecha de consulta: 21/03/2011.
- FAO.** 2011b. *FAOSTAT Database. Producción. Cultivos* [en línea]. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma. Accesible en: [<http://faostat.fao.org/>]. Fecha de consulta: 16/03/2011.
- Fenn, L.B. y Escarzaga, R.** 1976. *Ammonia volatilization from surface applications of ammonium compounds on calcareous soils. V. Soil water content and method of nitrogen application*. Soil Science Society of America Journal, 40, 537-541.
- Fenn, L.B. y Escarzaga, R.** 1977. *Ammonia volatilization from surface applications of ammonium compounds on calcareous soils. VI. Effects of initial soil water content and quantity of applied water*. Soil Science Society of America Journal, 41, 358-363.
- Fernández, J.E.; Moreno, F.; Murillo, J.A.; Cayuela, J.A.; Fernández-Boy, E. y Cabrera, F.** 1996. *Water use and yield of maize with two levels of nitrogen fertilization in SW Spain*. Agricultural Water Management, 29, 215-233.
- Fernández-Gómez, R.; Mateos, L. y Giráldez, J.V.** 2004. *Furrow irrigation erosion and management*. Irrigation Science, 23, 123-131.
- Ferrer, F.; Villar, J.M. y Stöckle, C.O.** 2000. *Evaluación del modelo de simulación CropSyst para maíz de regadío en el Valle del Ebro*. Investigación Agraria. Producción y protección vegetal, 15(3), 237-251.
- Ferrer, F.; Villar, J.M.; Stöckle, C.O.; Villar, P. y Aran, M.** 2003. *Use a pre-sidedress soil nitrate test (PSNT) to determine nitrogen fertilizer requirements for irrigated corn*. Agronomie, 23, 561-570.
- Fok, Y.S.** 1984. *2-D infiltration equations for furrow irrigation*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 110(2), 208-217.
- Foster, S.S.D. y Chilton, P.J.** 1998. *As the land so the water. The effects of agricultural cultivation on groundwater*. Dentro de: Candela, L. y Aureli, A. (eds.). Agricultural threats to groundwater quality. Workshop Proceedings. IHP-UNESCO, IAMZ-CIHEAM y Geotechnical Engineering and Geosciences Department-UPC. Zaragoza. 15-44.
- Fox, D.G.** 1981. *Judging air quality model performance: A summary of the AMS Workshop on Dispersion Model Performance*. Bulletin American Meteorological Society, 62, 599-609.
- Freeze, R.A. y Cherry, J.A.** 1979. *Groundwater*. Penitence-Hall, Inc. Englewood Cliffs. 604 pp.
- French, R.H.** 1992. *Hidráulica de canales abiertos*. McGraw-Hill, México. 724 pp.
- García, F.O.** 2005. *Criterios para el manejo de la fertilización del cultivo de maíz*. Jornada Maíz 2005. Capacitación Agropecuaria. Córdoba (Argentina). 1 de Julio.
- Gardner, W.R. y Mayhugh, M.S.** 1958. *Solution and tests of the diffusion equation for the movement of water in soil*. Soil Science of American Proceedings, 22, 197-201.
- Gardner, W.R.** 1991. *Modeling water uptake by roots*. Irrigation Science, 12, 109-114.

- Gehl, R.J.; Schmidt, J.P.; Stone, L.R.; Schlegel, A.J. y Clark, G.A.** 2005. *In situ measurements of nitrate leaching implicate poor nitrogen and irrigation management on sandy soils.* Journal of Environmental Quality, 34, 2243-2254.
- Gillies, M.H. y Smith, R.J.** 2005. *Infiltration parameters from surface irrigation advance and run-off data.* Irrigation Science, 24, 25-35.
- Gispert, M.** 1999. *Les pèrdues de N₂O del sòl.* Dentro de: Dossiers Agraris n° 5. Problemes moderns en l'ús dels sòls: nitrats. Institució Catalana d'Estudis Agraris (ICEA). Barcelona. 21-27.
- Godwin, D.C. y Jones, C.A.** 1991. *N dynamics in soil-plant systems.* Dentro de: Hanks, J. y Ritchie, J.T. (eds.). Modeling plant and soil systems. Agronomy Monograph n° 31. ASA. Madison. 287-321.
- González-Camacho, J.M.; Muñoz-Hernández, B.; Acosta-Hernández, R. y Mailhol, J.C.** 2006. *Modelo de la onda cinemática adaptado al riego por surcos cerrados.* Agrocienca, 40(6), 731-740.
- González-Camacho, J. M.; Mailhol, J. C. y Ruget, F.** 2008. *Local impacts of the expected increase in CO₂ in the atmosphere over water productivity of maize in the Drome, France.* Irrigation and Drainage, 57, 229-243.
- Granli, T. y Bøckman, O. Chr.** 1994. *Nitrous oxide from agriculture.* Norwegian Journal of Agricultural Science, Supplement 12, 1-128.
- Green, W.H. y Ampt, G.A.** 1911. *Studies on soil physics. I. The flow of air and water through soils.* Journal of Agricultural Science, 4(1), 1-24.
- Guo, H.; Li, G.; Zhang, D.; Zhang, X. y Lu, Ch.** 2006. *Effects of water table and fertilization management on nitrogen loading to groundwater.* Agricultural Water Management, 82, 86-98.
- Hähndel, R. y Zerulla, W.** 2001. *Effects of ammonium-stabilized N-fertilizers on yield and quality of vegetables.* Dentro de: Rahn, C.R., Lillywhite, R.D., De Neve, S., Fink, M., Ramos, C. (eds.). Proceedings of International Conference on Environmental Problems Associated with Nitrogen Fertilisation of Field Grown Vegetable Crops. Acta Horticulturae (ISHS) 563. Postdam. 81-86.
- Hansen, S.; Jensen, H.E.; Neilsen, N.E. y Svendsen, H.** 1993. *Description of the soil plant system model DAISY - Basic principles and modelling approaches.* Jordbrugforlaget, The Royal Veterinary and Agricultural University. Copenhagen.
- Happe, K.; Hutchings, N.J.; Dalgaard, T. y Kellerman, K.** 2011. *Modelling the interactions between regional farming structure, nitrogen losses and environmental regulation.* Agricultural Systems, 104(3), 281-291.
- Harrison, S.R.** 1990. *Regression of a model on real-system output: an invalid test of model validity.* Agricultural Systems, 34(3), 183-190.
- Haynes, R.J.** 1986. *The decomposition process: mineralization, immobilization, humus formation, and degradation.* Dentro de: Haynes, R.J. (ed.). Mineral nitrogen in the soil-plant system. Academic Press. Orlando. 52-126.
- He, Z.L.; Alva, A.K.; Calvert, D.V. y Banks, D.J.** 1999. *Ammonia volatilization from different fertilizer sources and effects of temperature and soil pH.* Soil Science, 164(10), 750-758.
- Heathwaite, A.L.; Burt, T.P. y Trudgill, S.T.** 1993. *Overview – the nitrate issue.* Dentro de: Burt, T.P.; Heathwaite, A.L. y Trudgill, S.T. (eds.). Nitrate: Processes, Patterns and Management. John Wiley & Sons Ltd. Chichester. 444 pp.

- Hendrickson, A.H. y Veihmeyer, F.J.** 1945. *Permanent wilting percentage of soils obtained from field and laboratory trials*. Plant Physiology, 20, 517-539.
- Hergert, G.W.** 1986. *Nitrate leaching through sandy soil as affected by sprinkler irrigation management*. Journal of Environmental Quality, 15(3), 272-278.
- Hoelt, R. G.; Keeney, D. R. y Walsh, L. M.** 1972. *Nitrogen and sulfur in precipitation and sulfur dioxide in the atmosphere in Wisconsin*. Journal of Environmental Quality, 1(2), 203-208.
- Hofman, G. y van Cleemput, O.** 2001. *Gaseous N losses from field crops*. Dentro de: Rahn, C.R., Lillywhite, R.D., De Neve, S., Fink, M., Ramos, C. (eds.). Proceedings of International Conference on Environmental Problems Associated with Nitrogen Fertilisation of Field Grown Vegetable Crops. Acta Horticulturae (ISHS) 563. Postdam. 155-162.
- Holzappel, E.A.; Jara, J.; Zuñiga, C.; Mariño, M.A.; Paredes, J y Billib, M.** 2004. *Infiltration parameters for furrow irrigation*. Agricultural Water Management, 68(1), 19-32.
- Horton, R.E.** 1940. *An approach towards physical interpretation of infiltration capacity*. Soil Science Society of America Proceedings, 5, 399-417.
- Houlès, V.; Mary, B.; Guérif, M.; Makowski, D. y Justes, E.** 2004. *Evaluation the ability of the crop model STICS to recommend nitrogen fertilization rates according to agro-environmental criteria*. Agronomie, 24, 339-349.
- Hubbell, D.H. y Kidder, G.** 2003. *Biological nitrogen fixation* [en línea]. SL-16. Soil and Water Science Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences y University of Florida. Gainesville. Accesible en: [<http://edis.ifas.ufl.edu/pdf/SS/SS18000.pdf>]. Fecha de consulta: 16/03/2011. 4 pp.
- Hutson, J.L. y Wagenet, R.J.** 1992. *LEACHM. Leaching estimation and chemistry model - a process based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in unsaturated zone, version 3*. Department of Agronomy, Cornell University. Ithaca.
- IDAE.** 2005. *Ahorro y eficiencia energética en agricultura de regadío* [en línea]. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía. Ahorro y eficiencia energética en la agricultura, vol. 2. Madrid. Accesible en: [http://www.idae.es/index.php/mod.documentos/mem.descarga?file=/documentos_10330_Agricultura_de_regadio_05_c325ffde.pdf]. Fecha de consulta: 01/04/2011. 38 pp.
- Infoterra.** 2011. *Farm management services – Farmstar* [en línea]. Accesible en: [<http://www.spotimage.com/web/en/3175-farmstar-precision-farming-sustainable-farming-with-satellites-satellite-imagery-and-geo-information.php>]. Fecha de consulta: 16/03/2011.
- Israelsen, O.W. y West, F.L.** 1922. *Water holding capacity of irrigated soils*. Utah Agricultural Experiment Station Research Bulletin, 183.
- Izadi, B. y Wallender, W.W.** 1985. *Furrow hydraulic characteristics and infiltration*. Transactions of the ASAE, 28(6), 1901-1908.
- Jambert, C.; Serça, D. y Delmas, R.** 1997. *Quantification of N-losses as NH₃, NO, and N₂O and N₂ from fertilized maize fields in southwestern France*. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 48, 91-104.
- Jame, Y.M. y Cutforth, H.W.** 1996. *Crop growth models for decision support systems*. Canadian Journal of Plant Science, 76, 9-19.
- Jansson, P.-E. y Karlberg, L.** 2001. *Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems* [en línea]. Royal Institute of Technology, Department of Civil and

Environmental Engineering. Estocolmo. Accessible en: [ftp://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.pdf]. Fecha de consulta: 16/03/2011. 321 pp.

Jones, J.W.; Hoogenboom, G.; Porter, C.H.; Boote, K.J.; Batchelor, W.D.; Hunt, L.A.; Wilkens, P.W.; Singh, U.; Gijsman, A.J. y Ritchie, J.T. 2003. *The DSSAT cropping system model*. European Journal of Agronomy, 18, 235-265.

Juan-García, J.R. 2008. *El agua y la producción mundial de alimentos* [en línea]. Agua y riego - Problema del agua. Accesible en: [http://www.aguayriego.com/mostrarttrabajo.php?codigo=504&cat=produccionaliment]. Fecha de consulta: 30/03/2011.

Jury, W. y Horton, R. 2004. *Soil physics*. John Wiley & Sons, Inc. 6ª ed. Hoboken, New Jersey. 370 pp.

Justes, E.; Mary, B. y Nicolardot, B. 2009. *Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues*. Plant and Soil, 325(1), 171-185.

Katapodes, N.D. y Strelkoff, T. 1977. *Hydrodynamics of border irrigation complete model*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 103, 309-324.

Katsvairo, T.W.; Cox, W.J. y van Es, H.M. 2003. *Spatial growth and nitrogen uptake variability of corn at two nitrogen levels*. Agronomy Journal, 95, 1000-1011.

Keating, B.A.; Carberry, P.S.; Hammer, G.L.; Probert, M.E.; Robertson, M.J.; Holzworth, D.; Huth, N.I.; Hargreaves, J.N.G.; Meinke, H.; Hochman, Z.; McLean, G.; Verburg, K.; Snow, V.; Dimes, J.P.; Silburn, M.; Wang, E.; Brown, S.; Bristow, K.L.; Asseng, S.; Chapman, S.; McCown, R.L.; Freebairn, D.M. y Smith, C.J. 2003. *An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation*. European Journal of Agronomy, 18, 267-288.

Keeney, D.R.; Fillery, I.R. y Marx, G.P. 1979. *Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil*. Soil Science Society of America Journal, 43, 1124-1128.

Kengni, L.; Vachaud, G.; Thony, J.L.; Laty, R.; Garino, B.; Casabianca, H.; Jame, P. y Viscogliosi, R. 1994. *Field measurements of water and nitrogen losses under irrigated maize*. Journal of Hydrology, 162, 23-46.

Khatri, K.L. y Smith, R.J. 2006. *Real-time prediction of soil infiltration characteristics for the management of furrow irrigation*. Irrigation Science, 25, 33-43.

Kincaid, D.C. 1986. *Intake rate: Border and furrow*. Dentro de: Klute, A. (ed.) Methods of soil analysis. Part I. Physical and mineralogical methods. American Society of Agronomy - Soil Science Society of America, 2ª edición. Madison. 871-887.

Kostiakov, A.N. 1932. *On the dynamics of the coefficient of water percolation and soils and the necessity for studying it from a dynamic point of view for purposes of amelioration*. Transactions of the 6th Committee International Society Soil Science, 17-21.

Kóvacs, G.J.; Ritchie, J.T.; Máthéné, G.G.; Nagy, J.; Dobos, A. y Fodor, N. 1999. *Modelling the process of drying of maize kernels*. Proceedings of the International Symposium Modelling Cropping Systems. Lleida, 21 a 23 de Junio. 95-96.

Kroes, J.G.; van Dam, J.C.; Huygen, J. y Vervoort, R.W. 1999. *User's Guide of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment*. Wageningen Agricultural University. Report 81, DLO Winand Staring Centre. Technical Document 53. 128 pp.

- Kutílek, M. y Nielsen, D.R.** 1994. *Soil hydrology*. Catena Verlag. Cremlingen-Destedt. 370 pp.
- LAF.** 1999a. *Gestió de la fertilitat dels sòls en panís*. Quaderns de divulgació, núm. 9. Laboratori d'Anàlisi i Fertilitat de Sòls y Diputació de Lleida. Lleida. 34 pp.
- LAF.** 1999b. *Notes pràctiques de fertilització nitrogenada*. Quaderns de divulgació, núm. 4. Laboratori d'Anàlisi i Fertilitat de Sòls y Diputació de Lleida. Lleida. 25 pp.
- Lafoile, F.; Mary, B.; Bruckler, L. y Ruy, S.** 2000. *Modelling the agricultural and environmental consequences of non-uniform irrigation on maize crop. 2. Nitrogen balance*. Agronomie, 20, 625-642.
- Langat, Ph.K.; Raine, S.R. y Smith, R.J.** 2007. Errors in predicting furrow irrigation performance using single measures of infiltration. *Irrigation Science*, 25(4), 339-349.
- Lark, R.M.; Milne, A.E.; Addiscott, T.M.; Goulding, K.W.T.; Webster, C.P. y O'Flaherty, S.** 2004. *Scale- and location-dependent correlation of nitrous oxide emissions with soil properties: an analysis using wavelets*. *European Journal of Soil Science*, 55, 611-627.
- Legates, D.R. y McCabe, G.J.** 1999. *Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation*. *Water Resources Research*, 35(1), 233-241.
- Legg, J.O. y Meisinger, J.J.** 1982. *Soil nitrogen budgets*. Dentro de: Stevenson, F.J. (ed.). *Nitrogen in agricultural soils*. ASA, CSSA y SSSA. Madison. 503-566.
- Lemaire, G.; Charrier, X. y Hébert, Y.** 1996. *Nitrogen uptake capacities of maize and sorghum crops in different nitrogen and water supply conditions*. *Agronomie*, 16, 231-236.
- Lewis, M.R. y Milne, W.E.** 1938. *Analysis of border irrigation*. *Agriculture Engineering*, 19, 267-272.
- Linzmeier, W.; Guster, R. y Schmidhalter, U.** 2001. *Nitrous oxide emission from soil and from a nitrogen-15-labelled fertilizer with the new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP)*. *Biology and Fertility of Soils*, 34, 103-108.
- Liu, X.J.; Mosier, A.R.; Halvorson, A.D. y Zhang, F.S.** 2005. *Tillage and nitrogen application effects on nitrous and nitric oxide emissions from irrigated corn fields*. *Plant and Soil*, 276, 235-249.
- Lizaso, J. y Batchelor, W.D.** 1999. *Predicting kernel numbers in CERES-maize*. *Proceedings of the International Symposium Modelling Cropping Systems*. Lleida. 21 a 23 de Junio. 101-102.
- Llanos, M.** 1984. *El maíz. Su cultivo y su aprovechamiento*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 318 pp.
- Loague, K. y Green, R.E.** 1991. *Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application*. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7, 51-73.
- Loecke, T.D.; Liebman, M.; Cambardella, C.A. y Richard, T.L.** 2004. *Corn growth responses to composted and fresh solid swine manures*. *Crop Science*, 44(1), 177-184.
- López-Geta, J.A.** 1998. *La contaminación de las aguas subterráneas por las actividades agrarias en España: La visión de la administración*. *Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: Un problema pendiente*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos - Grupo Español (AIH - GE). Valencia. 39-54.
- López-Geta, J.A.; Fornés, J.M.; Ramos, G. y Villaroya, F.** 2001. *Las aguas subterráneas. Un recurso natural*. Instituto Geológico y Minero de España, Ministerio de Educación, Cultura y Deporte y Fundación Marcelino Botín. Madrid. 94 pp.

- Lorgeou, J.** 1990. *Evolution du poids d'un grain et de sa teneur en eau*. Colloque AGPM - INRE. Physiologie et production du maïs. Pau. 13 a 15 de Noviembre. 259-274.
- Ma, B.L.; Dwyer, L.M. y Gregorich, E.G.** 1999. *Soil nitrogen amendment effects on seasonal nitrogen mineralization and nitrogen cycling in maize production*. Agronomy Journal, 91, 1003-1009.
- Ma, L.; Ahuja, L.R.; Ascough II, J.C.; Shaffer, M.J.; Rojas, K.W.; Malone, R.W. y Cameira, M.R.** 2000. *Integrating system modeling with field research in agriculture: applications of the root zone water quality model (RZWQM)* [en línea]. Advances in Agronomy, 71, 233-292. Accesible en: [<http://afswweb.usda.gov/SP2UserFiles/Place/54021500/RZWQM/marzwqm-review.pdf>]. Fecha de consulta: 16/03/2011.
- Macdonald, A.J.; Poulton, P.R.; Howe, M.T.; Goulding K.W.T. y Powlso, D.S.** 2005. *The use of cover crops in cereal-based cropping systems to control nitrate leaching in SE England*. Plant and Soil, 273, 355-373.
- Mahmood, T.; Malik, K.A.; Shamsi, S.R.A. y Sajjad, M.I.** 1998. *Denitrification and total N losses from an irrigated sandy-clay loam under maize-wheat cropping system*. Plant and Soil, 199, 239-250.
- Mailhol, J.C. y González, J.M.** 1993. *Furrow irrigation model for real-time applications on cracking soils*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 126(2), 98-109.
- Mailhol, J.C., Baqri, M. y Lachhab, M.** 1997. *Operative irrigation modelling for real-time applications on closed-end furrows*. Irrigation and Drainage Systems, 11, 347-366.
- Mailhol, J.C.; Priol, M. y Benali, M.** 1999. *A furrow irrigation model to improve irrigation practices in the Gharb valley of Morocco*. Agricultural Water Management, 42(1), 65-80.
- Mailhol, J.C.** 2001. *Contribution à l'amélioration des pratiques d'irrigation à la raie par une modélisation simplifiée à l'échelle de la parcelle et de la saison*. Tesis Doctoral. Université Montpellier II. Montpellier. 276 pp.
- Mailhol, J.C.; Ruelle, P. y Nemeth, I.** 2001. *Impact of fertilisation practices on nitrogen leaching under irrigation*. Irrigation Science, 20, 139-147.
- Mailhol, J.C.** 2003. *Validation of a predictive form of Horton infiltration for simulating furrow irrigation*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 129(6), 412-421.
- Mailhol, J.C.; Ruelle, P. y Popova, Z.** 2005. *Simulation of furrow irrigation practices (SOFIP): a field scale modeling of water management and crop yield for furrow irrigation*. Irrigation Science, 24, 37-48.
- Makowski, D.; Wallach, D. y Meynard, J.-M.** 1999. *Models of yield, grain protein, and residual mineral nitrogen responses to applied nitrogen for winter wheat*. Agronomy Journal, 91, 377-385.
- Makowski, D. y Wallach, D.** 2001. *How to improve model-based decision rules for nitrogen fertilization*. European Journal of Agronomy, 15, 197-208.
- Makowski, D.; Wallach, D. y Meynard, J.-M.** 2001. *Statistical methods for predicting responses to applied nitrogen and calculating optimal nitrogen rates*. Agronomy Journal, 93, 531-539.
- MAPA.** 2001. *Plan Nacional de Regadíos - Horizonte 2008* [en línea]. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. Accesible en: [<http://www.mapya.es/es/desarrollo/pags/pnr/principal.htm>]. Fecha de consulta: 17/03/2011.
- MAPA.** 2009. *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos del año 2009* [en línea]. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 178 pp. Accesible en:

[<http://www.mapa.es/estadistica/pags/encuestacultivos/boletin2009.pdf>]. Fecha de consulta: 21/03/2011.

MARM. 2010. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos. Informe sobre regadíos en España [en línea]. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. 36 pp. Accesible en: [<http://www.mapa.es/estadistica/pags/encuestacultivos/estudioregadios2010.pdf>]. Fecha de consulta: 30/03/2011.

Martín de Santa Olalla, F. y de Juan, J.A. 1993. *Agronomía del riego*. Mundi-Prensa. Madrid. 732 pp.

Martínez, J. y Guiraud, G. 1990. *A lysimeter study of the effects of a ryegrass catch, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop*. Journal of Soil Science, 45, 5-16.

Martínez, J. y Ceballos, A. 2001. *Estimación de propiedades hídricas de los suelos mediante el uso de funciones de edafo-transferencia*. Dentro de: López, J.J. y Quemada, M. (eds.). Temas de Investigación en Zona no Saturada. Universidad de Navarra. Pamplona.

Mary, B. y Recous, S. 1994. *Measurement of nitrogen mineralization and immobilization fluxes in soil as a means of predicting net mineralization*. European Journal of Agronomy, 3(4), 291-300.

Mary, B.; Beaudoin N.; Justes, E. y Mchet, J.M. 1999. *Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model*. European Journal of Soil Science, 50, 549-566.

Mayer, D.G. y Butler, D. 1993. *Statistical validation*. Ecological Modelling, 68, 21-32.

McClymont, D.J. y Smith, R.J. 1996. *Infiltration parameters from optimization on furrow irrigation advance data*. Irrigation Science, 17(1), 15-22.

McClymont, D.J. 1999. *FIDO v2: Furrow Irrigation Design Optimiser*. 2nd International Conference on Multiple Objective Decision Support Systems: MODSS for Managing Watersheds and Natural Resources. Brisbane. 1 a 6 de Agosto.

Merriam J.L. y Keller, J. 1978. *Farm irrigation system evaluation: a guide to management*. Utah State Universtiy. Logan, Utah. 271 pp.

Millington, R.J. y Quirk, J.P. 1961. *Permeability of porous solids*. Transactions of the Faraday Society, 57, 1200-1207.

Minasny, B. y McBratney, A.B. 2002. *Uncertainty analysis for pedotransfer functions*. European Journal of Soil Science, 53, 417-429.

Molina, J.A.E.; Clap, C.E., Shaffer, M.J.; Chiechester, F.W. y Larson, W.E. 1983. *NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformation in soil: description, calibration and behaviour*. Soil Sciences Society of America Journal, 47, 85-91.

Montserrat, J. 1988. *Estudio y evaluación de un modelo para la simulación del riego por surcos*. Projecte Final de Carrera. Escola Tècnica Superior d'Enginyers Agrònoms de Lleida, Universitat de Lleida. Lleida.

Montserrat, J. 1990. *Evaluación del riego por superficie*. IV Curso de Tecnología del Riego. Cátedra de Ingeniería Hidráulica. Universitat de Lleida. 19 pp.

Montserrat, J. y Barragán, J. 1991. *Metodología y programa informático para la evaluación del riego por superficie*. IX Conferencia Internacional sobre Hidrología general y aplicada. Zaragoza.

Montserrat, J. 1994. *Solución al problema inverso del riego por tablares mediante un modelo hidrológico mixto*. Tesis Doctoral. Universitat de Lleida. 95 pp.

- Moreno, F.; Cayuela, J.A.; Fernández, J.E.; Fernández-Boy, E.; Murillo, J.M. y Cabrera, F.** 1996. *Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain*. Agricultural Water Management, 32, 71-83.
- Mualem, Y.** 1976. *A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media*. Water Resources Research, 12, 513-522.
- Nemeth, I.** 2001. *Devenir de l'azote sous irrigation gravitaire. Application au cas d'un perimetre irrigue au Mexique*. Tesis Doctoral. Université Montpellier II. Montpellier. 214 pp.
- Olson, R.A. y Kurtz, L.T.** 1982. *Crop nitrogen requirements, utilization, and fertilization*. Dentro de: Stevenson, F.J. (ed.). Nitrogen in agricultural soils. ASA, CSSA y SSSA. Madison. 567-604.
- Or, D. y Walker, W.R.** 1996. *Effects of spatially variable intake on surface irrigation advance*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 122(2), 122-130.
- Oyonarte, N.A. y Mateos, L.** 2002. *Accounting for soil variability in the evaluation of furrow irrigation*. Transactions of the ASAE, 46(1), 85-94.
- Oyonarte, N.A.; Mateos, L. y Palomo, M.J.** 2002. *Infiltration variability in furrow irrigation*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 128(1), 26-33.
- Pang, X.P.; Letey, J. y Wu, L.** 1997. *Irrigation quantity and uniformity and nitrogen application effects on crop yield and nitrogen leaching*. Soil Science Society of America Journal, 61, 257-261.
- Parlange, J.Y.; Lisle, I. y Braddock, R.D.** 1982. *The three parameters infiltration equation*. Soil Science Society of America Journal, 133(6), 337-341.
- Paul, K.** 2001. *Temperature and moisture effects on decomposition* [en línea]. Dentro de: Kirschbaum, M.U.F. y Mueller, R. (eds.). Net Ecosystem Exchange Workshop Proceedings. Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting. Canberra. 95-102.
- Paul, K.I.; Polglase, P.J.; O'Connell, A.M.; Carlyle, J.C.; Smethurst, P.J. y Khanna, P.K.** 2003. *Defining the relation between soil water content and net nitrogen mineralization*. European Journal of Soil Science, 54, 39-47.
- Peix, J.** 2002. *L'aigua i el medi. Gestió dels regadius*. Quaderns Agraris núm. 27. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona. 123 pp.
- Peterson, T.A.; Blackmer, T.M.; Francis, D.D. y Schepers, J.S.** 1993. *Using a chlorophyll meter to improve N management*. NebGuide G93-1171. Cooperative Extension Service y University of Nebraska. Lincoln.
- Philip, J.R.** 1957. *Theory of infiltration*. Soil Science, 84(3), 257-264.
- Philip, J.R. y Farel, D.N.** 1964. *General solution of the infiltration advance problem in irrigation hydraulics*. Journal of Geophysical Research, 69(4), 624-631.
- Piekielek, W.P. y Fox R.H.** 1992. *Use of a chlorophyll meter to predict sidedress nitrogen requirements for maize*. Agronomy Journal, 84, 59-65.
- Platon, J.P. y Mailhol, J.C.** 1998. *Mise à jour des références technico-économique sur l'utilisation des matériels d'irrigation de surface*. Rapport d'étude pour l'Agence de l'Eau RMC. 80 pp.
- Playán, E.; Walker, W.R. y Merkley, G.P.** 1994a. *Two-dimensional simulation of basin irrigation. I. Theory*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 120(5), 837-856.
- Playán, E.; Walker, W.R. y Merkley, G.P.** 1994b. *Two-dimensional simulation of basin irrigation. II. Applications*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 120(5), 857-870.

- Plénet, D. y Lemaire, G.** 2000. *Relationships between dynamics of nitrogen uptake and dry matter accumulation in maize crops. Determination of critical N concentration.* Plant and Soil, 216, 65-82.
- Poch, R.** 2006. *El reg superficial per solcs. Característiques de la campanya 2006.* Jornada de Blat de Moro. IRTA-Mas Badia. La Tallada d'Empordà. 31 de agosto.
- Quemada, M. y Cabrera, M.L.** 1997. *Temperature and moisture effects on C and N mineralization from surface clover residue.* Plant and Soil, 189, 127-137.
- Raghuwanshi, N.S. y Wallender, W.W.** 1997. *Economic optimization of furrow irrigation.* Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 123(5), 377-385.
- Raghuwanshi, N.S. y Wallender, W.W.** 1998. *Optimization of furrow irrigation schedules, designs and net return to water.* Agricultural Water Management, 35, 209-226.
- Randall, G.W.** 1990. *Nitrate-N in the soil profile and tile drainage water as influenced by tillage.* American Journal of Industrial Medicine, 18, 457-460.
- Rasoulzadeh, A. y Sepaskhah, A.R.** 2003. *Scaled infiltration equations for furrow irrigation.* Biosystems Engineering, 86(3), 375-383.
- Rass, D.P.; Ritchie, J.T.; Peterson, W.R.; Loudon, T.L. y Martin, E.C.** 1999. *Nitrogen management impacts on yield and nitrate leaching in inbred maize systems.* Journal of Environmental Quality, 28, 1365-1371.
- Raun, W.R. y Johnson, G.V.** 1995. *Soil-plant buffering of inorganic nitrogen in continuous winter wheat.* Agronomy Journal, 87(5), 827-834.
- Raun, W.R. y Johnson, G.V.** 1999. *Improving nitrogen use efficiency for cereal production.* Agronomy Journal, 91(3), 357-363.
- Rayej, M. y Wallender, W.W.** 1988. *Time solution of kinematic-wave model with stochastic infiltration.* Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 114(4), 605-621.
- Ren, L.; Ma, J. y Zhang, R.** 2003. *Estimating nitrate leaching with a transfer function model incorporating net mineralization and uptake of nitrogen.* Journal of Environmental Quality, 32, 1455-1463.
- Renault, D. y Wallender, W.W.** 1992. *ALIVE (Advance Linear Velocity): surface irrigation rate balance theory.* Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 118(1), 138-155.
- Rieul, L. y Ruelle, P.** 2003. *Irrigation. Guide pratique.* Cemagref editions. 3ª ed. París. 344 pp.
- Ritchie, S.W.; Hanway, J.J. y Benson, G.O.** 1993. *How a corn plant develops* [fuera de línea]. Special Report nº 48. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service. Ames. Accesible en: [<http://maize.agron.iastate.edu/corntitle.html>]. Fecha de consulta: 23/01/2006.
- Rodrigo, A.; Recous, S.; Néel, C. y Mary, B.** 1997. *Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: comparison of nine models.* Ecological Modelling, 102, 325-339.
- Rodrigues, M.A.; Coutinho, J. y Martins, F.** 2002. *Efficacy and limitation of Triticale as a nitrogen catch crop in a Mediterranean environment.* European Journal of Agronomy, 17, 155-160.
- Rogers, D.H.** 1994. *Irrigation.* Dentro de: Kansas State University Agricultural Experiment Station and Cooperative Extension Service (ed.). Corn Production Handbook. Manhattan. Accesible en: [<http://www.oznet.ksu.edu/library/crpsl2/c560.pdf>]. Fecha de consulta: 16/03/2011. 30-36.

- Roman, R.; Caballero, R.; Bustos, A.; Díez, J.A.; Cartagena, M.C.; Vallejo, A. y Caballero, A.** 1996. *Water and solutes movement under conventional corn in Central Spain*. Soil Science Society of America Journal, 60, 1530-1536.
- Roman, R.; Caballero, R. y Bustos, A.** 1999. *Field water drainage under traditional and improved irrigation schedules for corn in Central Spain*. Soil Science Society of America Journal, 63, 1811-1817.
- Romeu, J.** 2009. *Farmstar. Servicio operativo de agricultura de precisión aplicada a la parcela, el abono y el riego*. Jornada técnica Incorporación de la teledetección en la gestión del agua en la agricultura. Huesca. 28 de octubre. 21 pp. Accesible en: [https://www.serina.es/empresas/riegosdelaltoaragon/JornadaTeledeteccion/04_Romeu.pdf]. Fecha de consulta: 05/04/2011.
- Rosenbrock, H.** 1960. *An automatic method for finding the greatest or least value of a function*. Computer Journal, 3, 175-184.
- Rovira, L.** 2005. *El reg superficial per solcs al Baix Empordà: avaluació, diagnòstic i recomanacions*. Trabajo Fin de Carrera. Universidad de Girona. 108 pp.
- Ruget, F.; Brisson, N.; Delécolle, R. y Faivre, R.** 2002. *Sensitivity analysis of crop simulation model, STICS, in order to choose the main parameters to be estimated*. Agronomie, 22, 133-158.
- Saad, J.K. y Quílez, D.** 1998. *Efecto de la dosis de abonado y el riego sobre el lavado de nitrato en cultivo de maíz*. XVI Congreso Nacional de Riegos. Asociación Española de Riegos y Drenajes (AERYD). Palma de Mallorca. 2 a 4 de junio. 511-518.
- Sagardoy, J.A.** 2001. *La seguridad alimentaria mundial futura y el desarrollo del riego*. XIX Congreso Nacional de Riegos. Asociación Española de Riegos y Drenajes (AERYD). Zaragoza. 12 a 14 de junio. 13-14.
- Sainz-Rozas, H.R.; Echeverría, H.E.; Studdert, G.A. y Andrade, F.H.** 1997. *Aplicación del amoníaco desde urea aplicada al cultivo de maíz bajo siembra directa*. Ciencia del suelo, 15, 12-16.
- Sainz-Rozas, H.R.; Echeverría, H.E.; Studdert, G.A. y Domínguez, A.** 2000. *Evaluation of the pre-sowing soil nitrogen test for no-tillage maize fertilizer at planting*. Agronomy Journal, 92, 1176-1183.
- Sainz-Rozas, H.R.; Echeverría, H.E.; Herfurt, E. y Studdert, G.** 2001a. *Nitrato en la base del tallo de maíz. II. Diagnóstico de la nutrición nitrogenada*. Ciencia del Suelo, 19(2), 125-135.
- Sainz-Rozas, H.R.; Echeverría, H.E. y Picone, L.I.** 2001b. *Denitrification in maize under no-tillage: effect of nitrogen rate and application time*. Soil Science Society of America Journal, 65, 1314-1323.
- Sainz-Rozas, H.R.; Echeverría, H.E. y Barbieri, P.A.** 2004. *Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize*. Agronomy Journal, 96, 1622-1631.
- Salvagiotti, F.; Pedrol, H.M. y Castellarín, J.** 1996. *Utilización del método del balance de nitrógeno para la recomendación de la fertilización nitrogenada en maíz*. Informaciones Agronómicas, n° 38. Instituto de la Potasa y el Fósforo, INPOFOS. A.S. Quito. 11-13.
- Sawyer, J.E.; Barker, D.W. y Lundvall, J.P.** 2004. *Using chlorophyll meter readings to determine N application rates for corn*. North central Extension - Industry Soil Fertility Conference. Des Moines. 17 y 18 de Noviembre.
- Saxton, K.E.; Rawls, W.J.; Romberger, J.S. y Papendick, R.I.** 1986. *Estimating generalized soil-water characteristics from texture*. Soil Science Society of America Journal, 50, 1031-1036.

- Scaloppi, E.J.; Merkley, G.P. y Willardson, L.S.** 1995. *Intake parameters from advance and wetting phases of surface irrigation*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 121(1), 57-70.
- Scharf, P.C. y Lory, J.A.** 2002. *Calibrating corn color from aerial photographs to predict sidedress nitrogen need*. Agronomy Journal, 94, 397-404.
- Schepers, J.S.; Moravek, M.G.; Alberts, E.E. y Frank, K.D.** 1991. *Maize production impacts on groundwater quality*. Journal of Environmental Quality, 20, 12-16.
- Schmitz, G.H. y Seus, G.J.** 1992. *Mathematical zero-inertia modeling of surface irrigation: advance in furrows*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 118(1), 1-18.
- Schmitz, G.H.** 1993a. *Transient infiltration from cavities. I: Theory*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 119(3), 443-457.
- Schmitz, G.H.** 1993b. *Transient infiltration from cavities. II: Analysis and application*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 119(3), 458-470.
- Schnebelen, N.; Nicollaud, B.; Bourennane, H.; Couturier, A.; Verbeque, B.; Revalier, Ch.; Bruand, A. y Ledoux, E.** 2004. *The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices*. Agronomie, 24, 423-435.
- Schwankl, L.J.; Raghuvanshi, N.S. y Wallender, W.W.** 2000. *Furrow irrigation performance under spatially varying conditions*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 126(6), 355-361.
- Shelton, D.R.; Sadeghi, A.M. y McCarty, G.W.** 2000. *Effect of soil water content on denitrification during cover crop decomposition*. Soil Science, 165, 365-371.
- Shepard, J.S.; Wallender, W.W. y Hopmans, J.W.** 1993. *One-point method for estimation furrow infiltration*. Transactions of the ASAE, 36(2), 395-404.
- Shiklomanov, I.A.** 1997. *Comprehensive assessment of the freshwater resources of the World*. World Meteorological Organization y Stockholm Environment Institute. Estocolmo. 88 pp.
- Shull, H.** 1961. *A by-pass infiltrometer*. Transactions of the ASAE, 24(4), 966-974.
- Sigunga, D.O.; Janssen, B.H. y Oenema, O.** 2002. *Ammonia volatilization from Vertisols*. European Journal of Soil Science, 53, 195-202.
- Simunek, J.; Sejna, M. y van Genuchten, M.Th.** 1998. *The HYDRUS-1D software package for simulating one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.02*. IGWMC – TPS – 70. Colorado School of Mines. Golden. Colorado. 202 pp.
- Simunek, J.; van Genuchten, M.Th. y Sejna, M.** 2005. *The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variability Saturated Media, Version 3.0*. Department of Environmental Sciences University of California Riverside, Riverside, California, USA. 270 pp.
- Sinclair, T.R y Seligman, N.G.** 1996. *Crop modeling: from infancy to maturity*. Agronomy Journal, 88, 698-704.
- Smith, J.U.; Bradbury, N.J. y Addiscott, T.M.** 1996. *SUNDIAL: a PC-based system for simulating nitrogen dynamics in arable land*. Agronomy Journal, 88, 38-43.
- Smith, K.; Bowman, L. y Braatz, B.** 2000. *N₂O: direct emissions from agricultural soils* [en línea]. Dentro de: IPCC (ed.). Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Montreal. Accesible en: [http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/bgp/4_5_N2O_Agricultural_Soils.pdf]. Fecha de consulta: 16/03/2011. 361-380.

- Sripada, R.P.; Heiniger, R.W.; White, J.G. y Weisz, R.** 2005. Aerial color infrared photography for determining late-season nitrogen requirements in corn. *Agronomy Journal*, 97, 1443-1451.
- Sripada, R.P.; Heiniger, R.W.; White, J.G. y Meijer, A.D.** 2006. *Aerial color infrared photography for determining early in-season nitrogen requirements in corn*. *Agronomy Journal*, 98, 968-977.
- Stevenson, F.J.** 1982. *Origen and distribution of nitrogen in soil*. Dentro de: Stevenson, F.J. (ed.). *Nitrogen in agricultural soils*. ASA, CSSA y SSSA. Madison. 1-42.
- Stöckle, C.O.** 1999a. *Simulation of agricultural systems: the challenges ahead*. Proceedings of the International Symposium Modelling Cropping Systems. Lleida. 21 a 23 de Junio. 19-24.
- Stöckle, C.O.** 1999b. *The CropSyst model: a brief description* [en línea]. CROPSYST. Cropping Systems Simulation Model. Description. Accessible en: [<http://www.bsye.wsu.edu/cropsyst>]. Fecha de consulta: 17/01/2007.
- Stöckle, C.O. y Nelson, R.L.** 2000. *Cropping Systems Simulation Model. User's Manual* [en línea]. Biological Systems Engineering Department. Washington State University. Pullman. Accessible a: [http://www.sipeaa.it/tools/CropSyst/CropSyst_manual.pdf]. Fecha de consulta: 16/03/2011. 235 pp.
- Stöckle, C.O.; Donatelli, M. y Nelson, R.L.** 2003. *Cropsyst, a cropping systems simulation model*. *European Journal of Agronomy*, 18, 289-307.
- Strelkoff, T.S. y Katapodes, N.D.** 1977. *Border irrigation hydraulics with zero inertia*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 103(3), 325-342.
- Strelkoff, T.S. y Souza, F.** 1984. *Modelling effect of depth on furrow infiltration*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 110(4), 375-387.
- Strelkoff, T.S.** 1990. *SRFR: a computer program for simulating flow in surface irrigation furrows-basins-borders*. WCL Report No. 17. U.S. Water Conservation Laboratory, USDA/ARS. Phoenix.
- Strelkoff, T.S. y Clemmens, A.J.** 2000. *Approximating wetted perimeter in power-law cross section*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 126(2), 98-109.
- Subedi, K.D. y Ma, B.L.** 2005. *Nitrogen uptake and partitioning in stay-green and leafy maize hybrids*. *Crop Science*, 45, 740-747.
- Tabuada, M.A.** 1989. *Modelação bidimensiona e tridimensiona da reg por sulcos*. Tesis Doctoral. Universidad Técnica de Lisboa. 237 pp.
- Tafur, H.; Rojas, H. y González, C.** 2000. *El modelo del balance de volumen en la simulación del riego por superficie*. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira.
- Tanji, K.K. y Kielen, N.C.** 2002. *Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas* [en línea]. Irrigation and Drainage paper n° 61. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Roma. Accesible en: [<ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/idp61e.pdf>]. Fecha de consulta: 16/03/2011. 205 pp.
- Tarboton, K.C. y Wallender, W.W.** 1989. *Field-wide furrow infiltration variability*. *Transactions of the ASAE*, 32(3), 913-918.
- Tarboton, K.C.; Raghuwanshi, N.S. y Wallender, W.W.** 2002a. *2-D saturated-unsaturated zone irrigation and drainage model: Part II. Sensitivity Analysis*. *Transactions of the ASAE*, 45(5), 1365-1373.

- Tarboton, K.C., Wallender, W.W. y Raghuwanshi, N.S.** 2002b. *2-D saturated-unsaturated zone irrigation and drainage model: Part I. Theory*. Transactions of the ASAE, 45(5), 1353-1363.
- Teira-Esmatges, M.R.; van Cleemput, O. y Porta-Casanellas, J.** 1998. *Fluxes of nitrous oxide and molecular nitrogen from irrigated soils of Catalonia (Spain)*. Journal of Environmental Quality, 27, 687-697.
- Thorup-Kristensen, K. y Nielsen, N.E.** 1998. *Modelling and measuring the effect of nitrogen catch crops on the nitrogen supply for succeeding crops*. Plant and Soil, 203(1), 79-89.
- Timmons, D.R.** 1984. *Nitrogen leaching as influenced by water application level and nitrification inhibitors*. Journal of Environmental Quality, 13(2), 305-309.
- Trout, Th.J. y Mackey, B.E.** 1988. *Furrow inflow and infiltration variability*. Transactions of the ASAE, 31(2), 531-537.
- Trout, Th.J.** 1992. *Furrow flow velocity effect of hydraulic roughness*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 118(6), 981-987.
- Trout, Th.J. y Neibling, W.H.** 1993. *Erosion and sedimentation processes on irrigation fields*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 119(6), 947-963.
- Trout, Th.J.** 2001. *Sediment transport in irrigation furrows*. Dentro de: Stott, D.E.; Mohtar, R.H. y Steinhardt, G.C. (eds.) Sustaining the global farm. Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory. 710-716.
- Ünlü, K.; Özenirler, G. y Yurteri, C.** 1999. *Nitrogen fertilizer leaching from cropped and irrigated sandy soil in Central Turkey*. European Journal of Soil Science, 50, 609-620.
- Upadhyaya, S.K. y Raghuwanshi, N.S.** 1999. *A semi-empirical equation for cumulative infiltration in furrow irrigation systems*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 125(4), 173-178.
- Valiantzas, J.D.; Aggelides, S. y Salsalou, A.** 2001. *Furrow infiltration estimation from time to a single advance point*. Agricultural Water Management, 52, 17-32.
- van Dam, J.C.; Huygen, J., Wesseling, R.A.; Feddes, R.A.; Kabat, P.; van Walsum, P.E.V.; Groenendijk, P. y van Diepen, C.A.** 1997. *Theory of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment*. Wageningen Agricultural University and DLO Winand Staring Centre. Technical Document 45. 168 pp.
- van Genuchten, M.Th.** 1980. *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils*. Soil Science Society of America Journal, 44, 892-898.
- van Genuchten, M.Th.; Leij, F.J. y Yates, S.R.** 1991. *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils, version 1.0*. EPA Report n° 600/2-91/065. U.S. Salinity Laboratory. USDA-ARS. Riverside. 85 pp.
- van Groenigen, J.W.; Kasper, G.J.; Velthof, G.L.; van den Pol-van Dasselaar, A. y Kuikman, P.J.** 2004. *Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications*. Plant and Soil, 263, 101-111.
- van Ittersum, M.K. y Donatelli, M.** 2003. *Modelling cropping systems - highlights of the symposium and preface to the special issues*. European Journal of Agronomy, 18, 187-197.
- Vanclooster, M.; Viaene, P.; Christiaens, K. y Ducheyne, S.** 1996. *WAVE, a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and the vadose environment. Reference and user's manual, release 2.1*. Institute for Land and Water Management. Katholieke Universiteit Leuven. Leuven.

- Vauclin, M.R., Haverkamp, R. y Vachaud, G.** 1979. *Résolution numérique d'une equation de diffusion non linéaire. Application à l'infiltration de l'eau dans les sols non saturés.* Presses Universitaires de Grenoble. France.
- Vereecken, H.; Maes, J.; Feyen, J. y Darius, P.** 1989. *Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density, and carbon content.* Soil Science, 148(6), 389-403.
- Vereecken, H.; Maes, J. y Feyen, J.** 1990. *Estimating unsaturated hydraulic conductivity from easily measured soil properties.* Soil Science, 149(1), 1-12.
- Vereecken, H.; Diels, J.; van Orshoven, J.; Feyen, J. y Bouma, J.** 1992. *Functional evaluation of pedotransfer functions for the estimation of soil hydraulic properties.* Soil Science Society of America Journal, 56, 1371-1378.
- Vinten, A.J.A. y Smith, K.A.** 1993. *Nitrogen cycling in agricultural soils.* Dentro de: Burt, T.P.; Heathwaite, A.L. y Trudgill, S.T. (eds.). Nitrate: Processes, Patterns and Management. John Wiley & Sons Ltd. Chichester. 444 pp.
- Vogel, T. y Hopmans, J.W.** 1992. *Two-dimensional analysis of furrow infiltration.* Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 118(5), 791-806.
- Walker, W.R. y Humpherys, A.S.** 1983. *Kinematic-wave furrow irrigation model.* Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 109(4), 377-392.
- Walker, W.R. y Skogerboe, G.V.** 1987. *Surface irrigation. Theory and practice.* Penitence-Hall Inc. New Jersey. 386 pp.
- Walker, W.R.** 1989. *Guidelines for designing and evaluating surface irrigation systems.* FAO Irrigation and Drainage Paper n° 45. Roma. 137 pp.
- Walker, W.R. y Busman, J.D.** 1990. *Real time estimation of furrow infiltration.* Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 116(3), 299-318.
- Walker, W.R.** 1993. *SIRMOD: Surface Irrigation Simulation Software. User's Guide.* Department of Biological and Irrigation Engineering. Utah State University. Logan, Utah.
- Walker, W.R.** 2001. *SIRMOD III. User's guide and technical documentation.* Department of Biological and Irrigation Engineering. Utah State University. Logan, Utah.
- Walker, W.R. y Kasilingam, B.** 2004. *Another look at wetted perimeter along irrigated furrows - modeling implications.* Dentro de: Schlke, G.; Hayes, D.F. y Stevens, D.K. (eds.). Critical Transitions in Water and Environmental Resources Management. World Water Congress 2004. Salt Lake City, Utah. 27 de Junio a 1 de Julio.
- Wallender, W.W. y Rayej, M.** 1987. *Economic optimization of furrow irrigation with uniform and non-uniform soil.* Transactions of the ASAE, 30(5), 1425-1429.
- Wallender, W.W. y Rayej, M.** 1990. *Shooting method for Saint Venant equations of furrow irrigation.* Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 116(1), 114-122.
- Weiss, M. y Baret, F.** 2000. *Use of remote sensing data for nitrogen management in precision farming.* Geoscience and Remote Sensing Symposium. IGARSS y IEEE. Proceedings, 4, 1468-1470.
- White, I. y Sully, M.J.** 1987. *Macroscopic and microscopic capillary length and time scales from field infiltration.* Water Resources Research, 23(8), 1514-1522.
- White, I.** 1988. *Measurement of soil physical properties in the field.* Dentro de: Steffen, W.L. y Denmead, O.T. (eds.). Flow and Transport in the Natural Environment. Advances and applications. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. 59-85.

- Wilhelm, W.W.; Varvel, G.E. y Schepers, J.S.** 2005. *Corn stalk nitrate concentration profile*. Agronomy Journal, 97, 1502-1507.
- Willmott, C.J.** 1981. *On the validation of models*. Physical Geography, 2(2), 184-194.
- Willmott, C.J.** 1982. *Some comments on the evaluation of model performance*. Bulletin American Meteorological Society, 63(11), 1309-1313.
- Wösten, J.H.M. y van Genuchten, M.Th.** 1988. *Using texture and other soil properties to predict the unsaturated soil hydraulic functions*. Soil Science Society of America Journal, 52, 1762-1771.
- Wu, L.; McGechan, M.B.; Lewis, D.R.; Hooda, P.S. y Vinten, A.J.A.** 1998. *Parameter selection and testing the soil nitrogen dynamics model SOILN*. Soil Use Management, 14, 170-181.
- Yadav, S.N.** 1997. *Formulation and estimation of nitrate-nitrogen leaching from corn cultivation*. Journal of Environmental Quality, 26, 808-814.
- Young, J.L. y Aldag, R.W.** 1982. *Inorganic forms of nitrogen in soil*. Dentro de: Stevenson, F.J. (ed.). Nitrogen in agricultural soils. ASA, CSSA y SSSA. Madison. 43-66.
- Zanolin, A.; de Fouquet, C.; Granier, J.; Ruelle, P. y Nicoullaud, B.** 2007. *Geostatistical simulation of the spatial variability of an irrigated maize farm plot*. Comptes Rendus Geoscience, 339, 430-440.
- Zerulla, W.; Barth, Th.; Dressel, J.; Erhardt, K.; von Locquenghien, K.H.; Pasda, G.; Rädle, M. y Wissemeier, A.H.** 2001. *3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) - a new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture. An Introduction*. Biology and Fertility of Soils, 34, 79-84.

CAPÍTULO IV.

METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

ÍNDICE del CAPÍTULO IV

4.1. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL MARCO EXPERIMENTAL.....	129
4.1.1. PARCELA EXPERIMENTAL.....	129
4.1.2. CARACTERÍSTICAS DEL SUELO.....	130
4.1.2.1. Características geológicas e hidrogeológicas.....	130
4.1.2.2. Características edafológicas.....	130
4.1.3. CLIMA.....	132
4.1.4. CULTIVO.....	133
4.2. DISEÑO EXPERIMENTAL.....	134
4.2.1. EXPERIENCIAS DE RIEGO POR SUPERFICIE.....	134
4.2.1.1. Campaña 2002.....	134
4.2.1.2. Campañas 2003 y 2004.....	134
4.2.2. EXPERIENCIAS CON FERTILIZACIÓN NITROGENADA.....	136
4.2.3. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS RESULTADOS.....	138
4.3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	139
4.3.1. CARACTERIZACIÓN DEL SUELO.....	139
4.3.1.1. Clase textural.....	139
4.3.1.2. Densidad aparente.....	139
4.3.1.3. Contenidos característicos de agua del suelo.....	140
4.3.1.4. Curva de retención de agua del suelo.....	141
4.3.1.5. Conductividad hidráulica saturada.....	142
4.3.2. EXPERIENCIAS DE RIEGO POR SUPERFICIE.....	143
4.3.2.1. Caudal de entrada y salida del surco.....	143
4.3.2.2. Volumen aportado.....	145
4.3.2.3. Dosis de agua infiltrada.....	146
4.3.2.4. Fase de avance y receso.....	148
4.3.2.5. Altura de la lámina de agua.....	148
4.3.2.6. Forma del surco.....	148
4.3.2.7. Balance hídrico.....	149
4.3.3. EXPERIENCIAS CON FERTILIZACIÓN NITROGENADA.....	150
4.3.3.1. Prácticas de fertilización y manejo del cultivo.....	150
4.3.3.2. Contenido de nitrógeno en el suelo.....	151
4.3.3.2.1. Extracción, manejo y conservación de muestras.....	152
4.3.3.2.2. Obtención y análisis de extractos de las muestras.....	153
4.3.3.3. Cuantificación del nitrógeno mineralizado.....	155
4.3.3.4. Determinaciones agronómicas.....	156
4.3.3.4.1. Densidad de plantación.....	156
4.3.3.4.2. Grados-día acumulados y estadios vegetativos.....	157
4.3.3.4.3. Índice de área foliar.....	157
4.3.3.4.4. Producción de biomasa vegetal y grano.....	158
4.3.3.5. Balance de nitrógeno.....	163
4.4. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	166

ÍNDICE de TABLAS

Tabla IV 1. Métodos de análisis utilizados para las determinaciones de las propiedades físicas y químicas del suelo de la calicata abierta en la parcela experimental.	131
Tabla IV 2. Características de los tipos de horizonte del suelo hallados en la calicata abierta en la parcela experimental.	131
Tabla IV 3. Identificación de los tratamientos experimentales y descripción del momento de aplicación, tipo y dosis de fertilizante nitrogenado aportado en la parcela experimental durante las campañas 2003 y 2004.	137
Tabla IV 4. Fecha y día juliano en que se efectuaron los riegos en la parcela experimental durante las campañas de riego del maíz de los años 2003 y 2004.	143
Tabla IV 5. Prácticas de fertilización y manejo del cultivo llevadas a cabo en la parcela experimental. Fechas y días julianos para los años 2003 y 2004.	151
Tabla IV 6. Fechas y día juliano de muestreo del ensayo para la obtención del contenido de nitrógeno en el suelo (<i>CNS</i>) los años 2003 y 2004.	152
Tabla IV 7. Fecha y día juliano de las medidas del índice de área foliar (<i>LAF</i>) de las plantas de maíz en los tratamientos experimentales los años 2003 y 2004.	158

ÍNDICE de FIGURAS

Figura IV 1. Planta de la parcela experimental <i>Camp del Cobert</i> situada en la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia. Identificación de las coordenadas UTM (X e Y) de sus vértices y distancia entre ellos.....	129
Figura IV 2. Valores medios mensuales de precipitación (<i>P</i>) y evapotranspiración de referencia (<i>ET₀</i>), en milímetros, registrados en la estación climática <i>Mas Badia - La Tallada d'Empordà</i> durante el período 1989-2010.....	133
Figura IV 3. Ubicación de los módulos de riego e identificación del número de los surcos en cada uno de ellos en el diseño de las experiencias con riego por superficie en la parcela experimental durante las campañas 2003 y 2004.....	135
Figura IV 4. Esquema de los tratamientos, sus repeticiones experimentales y los módulos de riego definidos en el diseño del ensayo durante las campañas de cultivo 2003 y 2004.....	137
Figura IV 5. (a) Sección transversal de un surco de riego y localización de los puntos de medida de la densidad aparente. (b) Anillos de acero inoxidable (3 repeticiones) utilizados para la toma de muestras inalteradas de suelo en la profundidad de 18 a 30 cm en un surco no compactado.	140
Figura IV 6. Placas de presión Richards utilizadas para la determinación de la curva característica de humedad de las clases texturales representativas de la parcela experimental.....	142
Figura IV 7. (a) Colocación de la tubería de polietileno en la cabecera de los surcos, (b) detalle de la salida del chorro de agua en cada surco de riego, (c) tapón de corcho para cerrar los orificios, (d) hidrante y tubería de aluminio donde se conectó la tubería de polietileno y (e) extremo final (cerrado) de la tubería de polietileno.	144
Figura IV 8. (a) Colocación de un aforador de lámina libre en la campaña de riegos 2003, (b) vista general de la ubicación del aforador en el surco nº 4 de un módulo de riego y (c) detalle del paso de agua por debajo del aforador.	145
Figura IV 9. Correlación obtenida entre el contenido volumétrico de agua medido en el suelo (θ_v) y las lecturas con la sonda TDR portátil en el banco de calibración del año 2002.....	147
Figura IV 10. Perfilómetro utilizado para la medida de la forma del surco. Detalle de su colocación en las estaciones de medida durante la campaña de riegos 2004.	149
Figura IV 11. Ubicación en el centro de cada repetición experimental de los puntos de muestreo, durante la campaña 2004, y horizontes analizados para la extracción de muestras y determinación del <i>CNS</i> en el caso de surcos de riego ya formados.	153

NOTACIÓN

ABS	absorbancia atribuible a los nitratos	<i>adimensional</i>	-
ABS_k	absorbancia al haz de luz de k nm	<i>adimensional</i>	-
A_H	anchura máxima de hoja	L	cm
b_H	constante empírica, ecuación [IV.20]	<i>adimensional</i>	-
$BioH\%$	biomasa al H% de humedad	M/L ²	Mg/ha
$BioG_H\%$	biomasa del grano al H% de humedad	M/L ²	Mg/ha
$BioR_H\%$	biomasa de la raspa al H% de humedad	M/L ²	Mg/ha
$BioT_H\%$	biomasa total al H% de humedad	M/L ²	Mg/ha
$BioV_H\%$	biomasa de las partes vegetativas al H% de humedad	M/L ²	Mg/ha
CAS	contenido total de agua en el suelo	L	mm
CNS	contenido total de nitrógeno (N-NO ₃) en el suelo	M/L ²	kg/ha
C_{org}	carbono presente en la materia orgánica del suelo	M/M	%
D_{ap}	densidad aparente	M/L ³	g/cm ³
D_n	día normalizado, ecuación [IV.37]	T	día
D_{pl}	densidad de plantación	ud/L ²	plantas/ha
ENC	extracciones de nitrógeno cultivo	M/L ²	kg/ha
ENG	extracciones de nitrógeno grano	M/L ²	kg/ha
ENV	extracciones de nitrógeno parte vegetativa	M/L ²	kg/ha
ET_c	evapotranspiración del cultivo	L/T	mm/día
ET_o	evapotranspiración potencial	L/T	mm/día
GDA	grados-día acumulados	θ	°C
GE	número de granos por espiga	ud.	granos/esp.
$GM2$	número de granos por metro cuadrado	ud./L ²	granos/m ²
h	altura de la lámina de agua en el aforador	L	mm
H_{agua}	altura de la lámina de agua en la estación de medida	L	m
HR_{act}	contenido de humedad actual, ecuación [IV.24]		
HR_{ref}	cont. de humedad de referencia, ecuación [IV.24]		
IAF	Índice de área foliar	L ² /L ²	cm ² /cm ²
IC	índice de cosecha	<i>adimensional</i>	g/g
K_c	coeficiente cultural del cultivo	<i>adimensional</i>	-
K_s	conductividad hidráulica saturada	L/T	cm/h
L_H	longitud máxima de hoja	L	cm
L	longitud total del surco de riego	L	m
m_1	parámetro de ajuste, ecuación [IV.14]	<i>adimensional</i>	-
m_2	parámetro de ajuste, ecuación [IV.14]	<i>adimensional</i>	-
M_{org}	contenido de materia orgánica del suelo	M/M	%
N_{desnit}	pérdidas de nitrógeno por desnitrificación	M/L ²	kg/ha
N_{fert}	aporte de nitrógeno con fertilizantes	M/L ²	kg/ha
N_{lix}	pérdidas de nitrógeno por lixiviación	M/L ²	kg/ha
N_{lluvia}	aporte de nitrógeno por el agua de lluvia	M/L ²	kg/ha
N_{min}	nitrógeno mineralizado	M/L ²	kg/ha
N_{riego}	aporte de nitrógeno por el agua de riego	M/L ²	kg/ha
N_{vol}	pérdidas de nitrógeno por volatilización	M/L ²	kg/ha
p_i	espesor de un horizonte i	L	cm
pl	número de plantas	ud.	planta
P	precipitación	L	mm
PFG_M	peso fresco grano de la muestra	M	g
PFG_{SM}	peso fresco grano de la submuestra	M	g
$PFG_{0,5l}$	peso fresco grano contenidos en 0,5 l	M	g
PFG_{200G}	peso fresco de 200 granos	M	g
PRF_M	peso fresco raspa de la muestra	M	g

PFR_{SM}	peso fresco raspa de la submuestra	M	g
PFV_M	peso fresco parte vegetativa de la muestra	M	g
PFV_{SM}	peso fresco parte vegetativa de la submuestra	M	g
$PG_{HECT-14\%}$	peso hectolítrico del grano al 14% de humedad	M/L^3	kg/Hl
$PG_{1000G-14\%}$	peso de 1000 granos de maíz al 14% de humedad	M	g
PSG_{SM}	peso seco grano de la submuestra	M	g
PSR_{SM}	peso seco raspa de la submuestra	M	g
PSV_{SM}	peso seco parte vegetativa de la submuestra	M	g
PSH_E	peso del suelo húmedo antes de introducirlo a estufa	M	g
PSH_{EXT}	peso del suelo húmedo utilizado para el extracto	M	g
PSS_E	peso del suelo seco introducido a la estufa	M	g
q_i	caudal medido en el instante i de riego	L^3/T	l/s
Q_{ent}	caudal de entrada en el surco de riego	L^3/T	l/s
r	ratio espigas/planta de la muestra	<i>adimensional</i>	-
S_S	separación entre surcos	L	m
t_{av}	tiempo de avance de la lámina de agua	T	min
t_{co}	tiempo de corte del riego	T	min
t_{ini}	tiempo de inicio del riego	T	min
t_{rec}	tiempo de receso de la lámina de agua	T	min
T^a_{base}	temperatura base de crecimiento	θ	°C
T^a_{max}	temperatura máxima diaria	θ	°C
T^a_{min}	temperatura mínima diaria	θ	°C
t_1	tiempo de avance de la lámina de agua a $x = 50$ m	T	min
t_2	tiempo de avance de la lámina de agua a $x = 100$ m	T	min
V_{ap}	volumen de agua aportado en un surco	L^3	m ³
V_C	volumen del cilindro	L^3	cm ³
V_{EXT}	volumen de solución para el extracto	L^3	ml
V_m	tasa de mineralización media de nitrógeno	$M/L^2 \cdot T$	kg/ha·día
x	distancia a la cabecera del surco	L	m
Z_{inf}	dosis de agua infiltrada	L	mm
$Z_{inf\ obs}$	dosis de agua infiltrada observada del riego	L	mm
$Z_{inf\ pond}$	dosis de agua infiltrada ponderada del riego	L	mm
ΔZ_{riego}	dosis de agua aportada en un riego	L	mm
θ_g	contenido gravimétrico de agua	M/M	g/g
$\theta_{g\ cc}$	cont. gravimétrico de agua a capacidad de campo	M/M	g/g
$\theta_{g\ pmp}$	contenido gravimétrico de agua a punto de marchitamiento permanente	M/M	g/g
θ_v	contenido volumétrico de agua	L^3/L^3	cm ³ /cm ³
$\theta_v\ ant$	contenido volumétrico de agua días antes del riego	L^3/L^3	cm ³ /cm ³
$\theta_v\ dsp$	contenido volumétrico de agua días después del riego	L^3/L^3	cm ³ /cm ³
$\theta_v\ fin$	cont. volumétrico de agua justo después del riego	L^3/L^3	cm ³ /cm ³
$\theta_v\ ini$	contenido volumétrico de agua antes del riego	L^3/L^3	cm ³ /cm ³
$\theta_v\ sat$	contenido volumétrico de agua a saturación	L^3/L^3	cm ³ /cm ³
$[N]_{AR}$	conc. de nitrógeno (N-NO ₃ ⁻) del agua de riego	M/L	mg/l
$[N]_{EXT}$	concentración de nitrógeno (NO ₃ ⁻) del extracto	M/L	mg/l
$[N]_G$	concentración de nitrógeno (N) grano	M/M	mg/kg
$[N]_{LL}$	conc. de nitrógeno (N-NO ₃ ⁻) del agua de lluvia	M/L	mg/l
$[N]_P$	concentración de nitrógeno (NO ₃ ⁻) del patrón	M/L	mg/l
$[N]_S$	concentración de nitrógeno (NO ₃ ⁻) del suelo	M/M	mg/kg
$[N]_V$	concentración de nitrógeno (N) parte vegetativa	M/M	mg/kg
$\%Ar$	porcentaje de la fracción de arena del suelo	M/M	%
$\%Arc$	porcentaje de la fracción de arcilla del suelo	M/M	%

4.1. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL MARCO EXPERIMENTAL

Los ensayos experimentales se realizaron en una parcela de la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia (provincia de Girona, Catalunya). Se tomaron datos durante el período comprendido entre marzo de 2002 y octubre del 2004. Se plantearon los ensayos con la finalidad que se pudiera hacer un seguimiento de las dos grandes bases del trabajo: (i) el comportamiento del riego por superficie en surcos y (ii) la respuesta del cultivo de maíz a la fertilización nitrogenada. La combinación de eventos de riego con distintas dosis de fertilizante ha permitido, a su vez, estudiar el efecto de estos dos factores sobre el riesgo de contaminación subterránea (lixiviación) por nitratos.

4.1.1. PARCELA EXPERIMENTAL

La experimentación se realizó en la parcela *Camp del Cobert* (latitud $42^{\circ} 3' 25''$ N, longitud $3^{\circ} 3' 50''$ E y altitud 15 m) de la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia de La Tallada d'Empordà, comarca del Baix Empordà, provincia de Girona (noreste de España). La parcela está ubicada en el término municipal de Verges (parcela 203, polígono 5), tiene una superficie de 0,61 ha y una forma prácticamente rectangular con una longitud media de 115 m y una anchura de 53 m (Figura IV 1). Está orientada, en su sentido longitudinal, aproximadamente en dirección NE-SO. Se niveló con láser en abril del 2002 con una pendiente del 0,5‰ en sentido longitudinal y del 0‰ en sentido transversal.

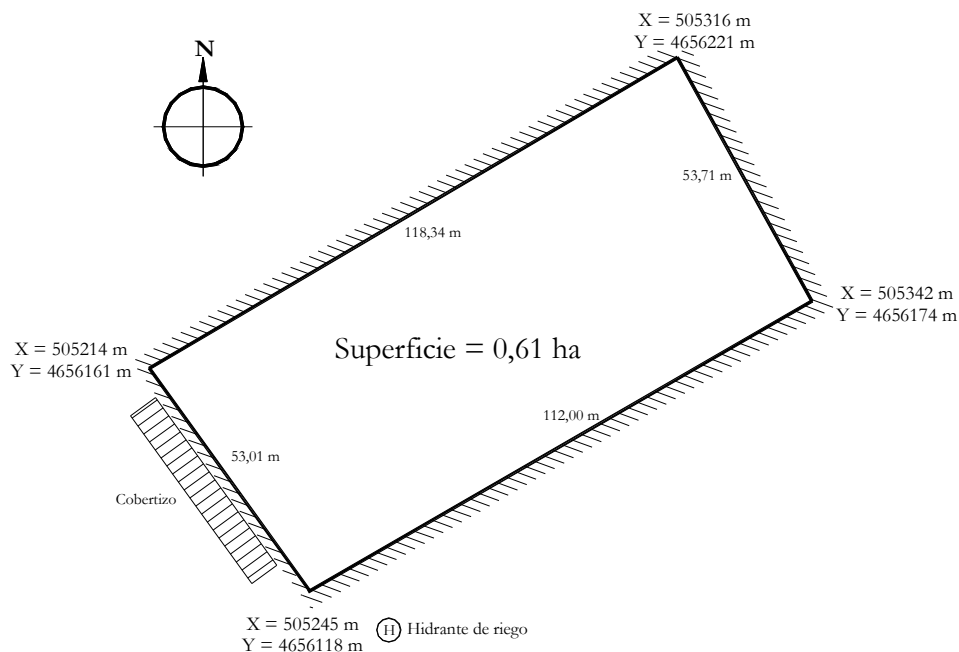


Figura IV 1. Planta de la parcela experimental *Camp del Cobert* situada en la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia. Identificación de las coordenadas UTM (X e Y) de sus vértices y distancia entre ellos.

4.1.2. CARACTERÍSTICAS DEL SUELO

4.1.2.1. Características geológicas e hidrogeológicas

La parcela experimental está localizada en la llanura fluvio-deltaica del río Ter y su afluente, el río Daró. Esta llanura limita, en su borde meridional con el macizo paleozoico de las Gavarres y Begur, por el norte y el este con el macizo mesozoico del Montgrí y el mar, y al oeste con los relieves paleógenos de la sierra Transversal y neógenos del Empordà.

La llanura fluvio-deltaica del Ter se formó durante el período Cuaternario mediante los aportes aluviales de materiales detríticos más o menos gruesos, que fueron erosionados, transportados y depositados por la acción de los sucesivos regímenes del río. El espesor de los depósitos aluviales en el eje de máxima acumulación presenta valores desde 18 m en su extremo oeste, a 60 m en su extremo este, cerca de la desembocadura del río Ter (MOPU, 1970; Martínez-Gil, 1972; Mas *et al.*, 1989; SGC, 1994; Montaner *et al.*, 1995a).

Los depósitos fluvio-deltaicos de la llanura se disponen estratigráficamente ordenados como consecuencia de una sedimentación regulada por ciclos glacio-eustáticos de alta frecuencia (Montaner *et al.*, 1999), de forma que, desde la base al techo del relleno aluvial, se distinguen: (a) dos secuencias deposicionales cronológicamente equivalentes a las terrazas aluviales de edades T2 y T1, más (b) un ciclo de edad subactual-actual de formación de las terrazas T0' y T0 (Montaner *et al.*, 1995b, 1996, 2004).

A nivel hidrogeológico, la distribución y geometría de las distintas secuencias deposicionales origina la existencia de una notable heterogeneidad en la tipología de los acuíferos que forman parte de la llanura (Montaner *et al.*, 1995a), aunque, a grandes rasgos, se distinguen tres niveles hidrogeológicos relevantes: (a) un acuífero profundo de tipología semiconfinada, constituido por gravas y arenas gruesas; (b) un acuitardo intermedio, constituido por depósitos de limo y fangos con intercalaciones de canales de arenas y limos arenosos, y (c) un acuífero superficial, de tipología libre a localmente semiconfinada, con espesores mínimos de 6 m a máximos de 20 m, formado por arenas con diversos tamaños de grano y arenas con limos (MOPU, 1970; Martínez-Gil, 1972; Montaner *et al.*, 1995a).

4.1.2.2. Características edafológicas

Según la clasificación SSS (1998) el suelo del área donde se ubica la parcela experimental pertenece a la familia Xerofluent oxiácuico, franca, mezclada (calcárea), térmica y semiactiva. En la descripción realizada por Margarit *et al.* (1993) en el mapa de suelos del área de estudio se clasifica el suelo de la parcela experimental dentro de la serie Saions (Er₁) de textura franca. Estos suelos se caracterizan por ser profundos, moderadamente bien drenados o bien drenados, de textura media o medio gruesa, con pendientes menores al 1% y típicamente no salinos ($CE_s < 4$ dS/m a 25 °C).

Con la intención de caracterizar edafológicamente la parcela experimental, en febrero del 2002 se abrió una calicata en un extremo de ésta. Las muestras de tierra se analizaron en el Laboratorio Applus Agroambiental S.A. de Sidamon (Lleida) antiguamente llamado Laboratorio de Análisis y Fertilidad de Suelos (LAF). Por otro lado se determinaron las densidades y texturas de las muestras en el Laboratorio de Mecánica de Rocas del Departamento de Ingeniería del Terreno, Cartográfica y Geofísica (ETCG) de la Universidad Politécnica de Catalunya (UPC). Las determinaciones de las propiedades físico-químicas de las muestras de suelo se realizaron según los métodos citados en la [Tabla IV 1](#). La relación de horizontes y sus principales propiedades analizadas se detallan en la [Tabla IV 2](#).

Tabla IV 1. Métodos de análisis utilizados para las determinaciones de las propiedades físicas y químicas del suelo de la calicata abierta en la parcela experimental.

Propiedad	Método de análisis
Textura	Granulometría por sedimentación discontinua. Método de la pipeta (Porta <i>et al.</i> , 1986; Gee y Or, 2002)
Densidad aparente	Método del cilindro (Grossman y Reinsch, 2002)
Densidad real	Método del picnómetro (Flint y Flint, 2002a)
Contenido gravimétrico de agua a -33 kPa y -1.500 kPa	Placas de presión Richards (Dane y Hoppmans, 2002)
pH	Suspensión (suelo-agua) 1:2,5 (Porta <i>et al.</i> , 1986)
Materia orgánica	Oxidación con dicromato potásico en medio sulfúrico (Porta <i>et al.</i> , 1986)
Nitrógeno total	Digestión Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982)
Carbonato cálcico equivalente	Calcímetro de Bernard (Porta <i>et al.</i> , 1986)

Tabla IV 2. Características de los tipos de horizonte del suelo hallados en la calicata abierta en la parcela experimental.

Característica	Tipo de horizonte					
	Ap1	Ap2	Bw1	Bw2	Bw3	C
Profundidad (espesor) (cm)	0-24 (24)	24-40 (16)	40-70 (30)	70-136 (66)	136-210 (74)	> 210
Clase textural ⁽¹⁾	F-L	F-L	F-Ar	F-L	F-L	Ar
Arcilla (%) ⁽¹⁾	8,6	10,6	4,7	8,7	8,8	0,0
Limo (%) ⁽¹⁾	54,0	55,2	34,7	55,7	57,3	0,0
Arena (%) ⁽¹⁾	37,4	34,2	60,6	35,6	33,9	100,0
Dens. aparente (g/cm ³)	1,75	1,75	1,50	1,46	1,43	1,45
Densidad real (g/cm ³)	2,67	2,68	2,69	2,71	2,69	2,67
Porosidad (%) ⁽²⁾	34,3	34,5	44,3	46,1	46,9	45,5
θ_g -33 kPa (g/g)	0,22	0,20	0,07	0,15	0,16	ND
θ_g -1.500 kPa (g/g)	0,08	0,08	0,03	0,05	0,05	ND
pH	8,3	8,2	8,6	8,4	8,4	ND
Mat. orgánica (%)	2,4	1,8	0,2	0,4	0,4	ND
N _{total} (%)	0,14	0,11	0,03	ND	ND	ND

Tabla IV 2. Características de los tipos de horizonte del suelo hallados en la calicata abierta en la parcela experimental. (continuación)

Característica	Tipo de horizonte					
	Ap1	Ap2	Bw1	Bw2	Bw3	C
C/N ⁽³⁾	10	10	4	ND	ND	ND
CaCO ₃ eq. (%)	21	20	ND	ND	26	ND

⁽¹⁾ Según clasificación USDA simple (F-L: Franco-Limosa; F-Ar: Franco-Arenosa; Ar: Arenosa).

⁽²⁾ Porosidad calculada a partir de la densidad aparente y la densidad real según [Flint y Flint \(2002b\)](#).

⁽³⁾ Calculada a partir del factor de Van Bemmelen quien, estadísticamente, considera que la materia orgánica del suelo tiene un 58% de carbono orgánico: $M_{org} (\%) = 1,72 \cdot C_{org} (\%)$ ([Porta et al., 1986](#)).

ND: No determinado.

La capa freática en el área donde se encuentra la parcela experimental oscila entre los 4 y los 6 metros según la época del año. Estos resultados fueron obtenidos en verano del año 2001 por un equipo de investigadores de la Estación Agrícola IRTA-Mas Badia (datos no publicados) en un punto situado a 150 m del centro de la parcela experimental.

4.1.3. CLIMA

El área del Empordà está afectada por el régimen climático de tipo mediterráneo, puesto que se registran veranos secos e inviernos húmedos sin mucha amplitud de temperaturas. Las lluvias se concentran principalmente en las estaciones intermedias (primavera y otoño) y se caracterizan por su irregularidad en frecuencia, intensidad y cantidad.

El centro experimental donde se ubica la parcela de ensayo dispone de una estación climática automatizada que pertenece a la Xarxa d'Estacions Meteorològiques Automàtiques (XEMA) de Catalunya. La estación climática, que recibe el nombre de *Mas Badia - La Tallada d'Empordà*, está en funcionamiento desde mayo de 1989. Desde esas fechas hasta la actualidad se tiene registro, entre otras variables, de temperaturas del aire y del suelo, humedad relativa, velocidad del viento, radiación, precipitación y evapotranspiración potencial de referencia (ET_0 , Penman).

Los datos medios mensuales registrados en la estación climática durante los últimos 22 años certifican el déficit hídrico de la región durante buena parte del año ([Figura IV 2](#)). Desde el mes de marzo al mes de septiembre se produce un déficit hídrico ($ET_0 - P$) acumulado de 440 mm. Uno de los rasgos más característicos de la zona es la irregularidad en la distribución de precipitaciones puesto que el régimen pluviométrico varía mucho de un año a otro. La pluviometría media anual se sitúa entorno a los 690 l/m². La temperatura promedio mínima, media y máxima anual son, respectivamente, de 9,2, 14,9 y 20,8 °C. El mes más caluroso del año es agosto (T^a media = 23,3 °C) y el más frío es enero (T^a media = 7,7 °C). En estos meses también se han producido los valores máximos y mínimos absolutos de la serie temporal registrada: 40,1 °C el 13 de agosto del 2003 y -7,5 °C el 28 de enero del 2005.

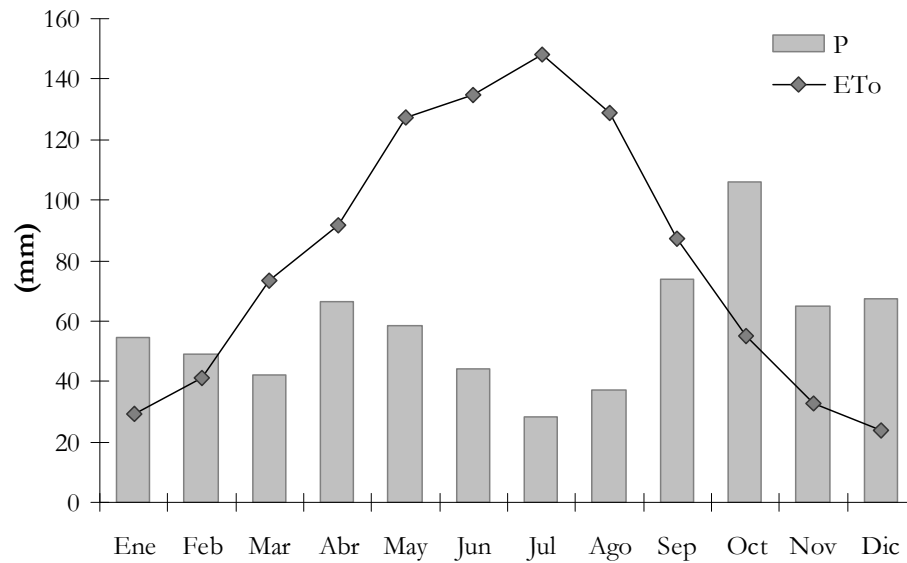


Figura IV 2. Valores medios mensuales de precipitación (P) y evapotranspiración de referencia (ET_0), en milímetros, registrados en la estación climática Mas Badia - La Tallada d'Empordà durante el período 1989-2010.

4.1.4. CULTIVO

En todos los ensayos realizados se sembró maíz (*Zea mays* L.), cuyas generalidades son muy bien descritas por Ritchie *et al.* (1993). La parcela experimental tenía un historial de monocultivo de maíz durante los últimos 5 años.

Concretamente se sembró la variedad *Eleonora*[®] (Pioneer Hi-Bred) de ciclo FAO 700. Se escogió esta variedad por ser una de las más cultivadas en el litoral de Girona y, en consecuencia, una referencia entre la comunidad científica y los agricultores (Serra *et al.*, 2010). Es una variedad de alto potencial productivo, con producciones entorno a los 15 Mg grano/ha al 14% de humedad en La Tallada de Empordà (Serra *et al.*, 2002; Salvia *et al.*, 2008). Además presenta características como la altura de planta y de inserción de la mazorca de media a alta y, también, su buena resistencia a enfermedades fúngicas. Esta variedad también destaca por el bajo número de granos por hilera de su mazorca (presenta una punta con granos sin llenar) y por las características del grano: de tamaño grande y elevado peso específico.

4.2. DISEÑO EXPERIMENTAL

El diseño experimental llevado a cabo en la presente tesis doctoral se subdivide en dos grandes tipologías de ensayo. Por una parte, se realizaron ensayos ligados al estudio del comportamiento del riego por superficie para el cálculo de las dosis de agua infiltradas a lo largo del surco de riego. Por otra parte, simultáneamente en las mismas parcelas experimentales definidas para el estudio del riego, se llevaron a cabo las experiencias con fertilizante mineral nitrogenado, el estudio de su dinámica en el suelo y su efecto sobre los índices productivos del cultivo y el medio ambiente.

El diseño experimental llevado a cabo se realizó con el objetivo de disponer del máximo número de variables y de resultados para calibrar y validar códigos de simulación en situaciones que reflejaran las prácticas habituales de la zona en cuanto a riego por superficie en surcos y en cuanto a fertilización mineral nitrogenada.

4.2.1. EXPERIENCIAS DE RIEGO POR SUPERFICIE

Las experiencias ligadas al estudio del comportamiento del riego por superficie en la parcela de ensayo se realizaron durante los veranos de los años 2002, 2003 y 2004.

4.2.1.1. Campaña 2002

Se realizó un pequeño ensayo de riego por superficie sin cultivo en una franja de 9 m de anchura a un lado de la parcela experimental y en toda la longitud del campo. Se formaron dos bancos de ensayo de tres surcos cada uno con una separación entre surcos de 0,73 m y una longitud de 100 m.

En cada surco de ensayo se midió:

- los tiempos de inicio (t_{ini}) y de corte (t_{co}) del riego
- las fases de avance ($x_p, t_{av i}$) y de receso ($x_p, t_{rec i}$) de la lámina de agua
- la dosis de agua infiltrada a lo largo de la longitud del surco ($Z_{inf}(x)$)
- la forma del surco
- las alturas de la lámina del agua (H_{agua}) durante la fase de avance
- los caudales de entrada (cabecera) (Q_{ent}) y salida (final) del surco de riego

Los resultados obtenidos en esta experiencia de la campaña 2002 se utilizaron para la puesta a punto de la técnica de toma de muestras y análisis de resultados para las experiencias de las próximas campañas (2003 y 2004).

4.2.1.2. Campañas 2003 y 2004

Durante los veranos 2003 y 2004 se realizaron los ensayos experimentales de mayor magnitud ligados al riego por superficie con el objetivo de estimar las funciones de infiltración en cada uno de los riegos efectuados y calcular las dosis de agua infiltradas en los tratamientos experimentales. Para ello, las campañas de riego de los años 2003 y 2004

en maíz tuvieron el mismo planteamiento experimental de base que la campaña 2002. Sólo existieron algunas diferencias metodológicas en la toma de datos y muestras, como se verá en el apartado 4.3.2.

Se definieron 5 módulos de riego por superficie en surcos para poder aplicar en ellos los 4 tratamientos con fertilizante nitrogenado y el tratamiento control. Entre los módulos de riego se dejó un paso de aproximadamente 1,5 m de anchura para facilitar el tránsito en la toma de datos de la parcela experimental. Los surcos fueron cerrados, es decir, no se permitió escorrentía superficial al final de ellos. Cada módulo consistió en 8 surcos de riego separados 0,73 m. La Figura IV 3 esquematiza la enumeración de los módulos y de los surcos de riego en cada módulo durante las campañas de riego 2003 y 2004.

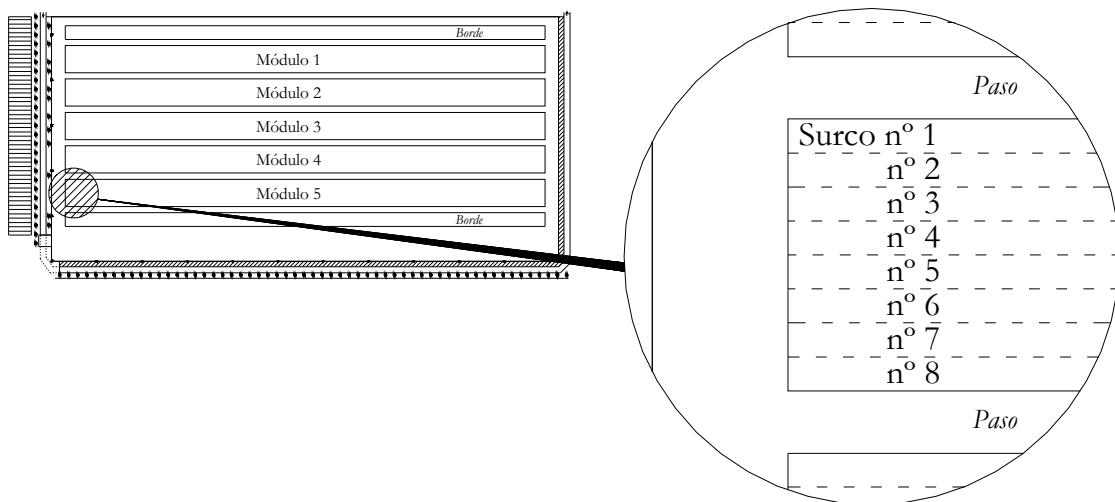


Figura IV 3. Ubicación de los módulos de riego e identificación del número de los surcos en cada uno de ellos en el diseño de las experiencias con riego por superficie en la parcela experimental durante las campañas 2003 y 2004.

Igualmente que en la experiencia de riego del año 2002, se tomaron los siguientes datos en cada módulo de riego:

- los t_{ini} y los t_{co}
- fases de avance (x_p, t_{av}) y de receso (x_p, t_{rec}) de la lámina de agua
- la $Z_{inf}(x)$
- la forma del surco
- las H_{agua} durante el avance del riego
- los Q_{ent} en el surco

Cada módulo recibió el mismo manejo. Se regó según las prácticas habituales de la zona (intervalo entre riegos entre 7 y 15 días). Durante los riegos, en cada módulo de riego se abrieron el mismo número de surcos simultáneamente lo que significaba que se aplicaba el mismo caudal en cada surco. Se finalizaba el riego (t_{co}) en general siempre que el agua llegaba al final de todos los surcos del módulo. Excepcionalmente, en algunos casos,

sobretudo en los primeros riegos cuando el agua dejaba de avanzar en algún surco, el t_{co} se decidía sobre el resto de surcos en los que sí se observaba un avance de la lámina de agua.

4.2.2. EXPERIENCIAS CON FERTILIZACIÓN NITROGENADA

Los ensayos relativos a la fertilización nitrogenada llevados a cabo en la parcela experimental se realizaron en las campañas de cultivo 2003 y 2004. Durante los dos años se planteó el mismo diseño experimental con el fin de estudiar el efecto acumulado de las prácticas de fertilización en monocultivo de maíz.

Se definió el objetivo de evaluar la incidencia del fertilizante nitrogenado mineral sobre el desarrollo y los índices de producción del maíz y, a su vez, contabilizar las pérdidas de nitrógeno hacia capas profundas del suelo. Para ello, se definieron 4 tratamientos experimentales diferentes fruto de la combinación de dos tipos de fertilizante mineral nitrogenado (N) y dos dosis distintas de estos fertilizantes. Se aplicaron, también, las dosis necesarias de fósforo (P) y de potasio (K) cada año en la parcela experimental (sin diferencias entre los tratamientos).

Las dosis de fertilizante nitrogenado a aplicar en parcela se definieron con la intención de abordar el rango de aportaciones que se realizan en la zona. Uno de los tratamientos consistió en la aplicación de una dosis de nitrógeno que, en la zona de estudio, habitualmente se aporta para obtener un rendimiento adecuado del cultivo. Este tratamiento consistió en la aplicación de 210 kg N/ha (N1). Por otro lado, también se quiso reflejar una práctica de sobrefertilización por lo que se aplicó otro tratamiento de 500 kg N/ha (N2). Finalmente, se aplicó un tratamiento testigo en el cual no se aportó nitrógeno, es decir, 0 kg N/ha (N0).

La elección del tipo de fertilizante mineral utilizado se realizó, por un lado, en base a las prácticas habituales en el área agrícola (T1) y, por otro lado, siguiendo una nueva tendencia en la fertilización nitrogenada: los fertilizantes de liberación gradual (T2). Estos tipos de fertilizante se aplicaron sobre el cultivo según sus prácticas habituales de manejo. En el caso del fertilizante convencional (T1) se realizaron dos aplicaciones: en fondo (antes de la siembra del cultivo) y en cobertera (cuando el maíz tenía 6-8 hojas). En fondo se aportaron 70 kg N/ha en forma de sulfato amónico (21%); en cobertera el resto de la dosis en forma de nitrato amónico (33,5%). En el caso del fertilizante de liberación gradual, se aportó ENTEC 26[®] en una sola aplicación en fondo. ENTEC 26[®] tiene una riqueza del 7,5% de N nítrico y del 18,5% de N amoniacal con un contenido de DMPP (3,4 Dimetilpirazol fosfato) del 0,8% respecto el nitrógeno amoniacal. La relación de tratamientos con su identificación, tipo de fertilizante, momento y dosis de aplicación se detalla en la [Tabla IV 3](#).

Las dosis de fósforo (P) y potasio (K) necesarias para el crecimiento del cultivo se aportaron antes de la siembra (en fondo). Se decidieron las dosis a partir de análisis de suelo en P y K del perfil superficial (0 - 40 cm). Se aplicaron 130 kg/ha de P y K el año 2003 y 100 kg/ha de P y K la campaña 2004. En ninguno de los tratamientos experimentales se aportó fertilizante en forma orgánica (estiércol, purines, gallinaza, etc.).

Tabla IV 3. Identificación de los tratamientos experimentales y descripción del momento de aplicación, tipo y dosis de fertilizante nitrogenado aportado en la parcela experimental durante las campañas 2003 y 2004.

Identificación tratamiento	Momento de aplicación	Tipo de fertilizante	Dosis (kg N/ha)
N1T1	Fondo	Sulfato amónico (21%)	70
	Cobertera	Nitrato amónico (33,5%)	140
N1T2	Fondo	ENTEC 26®	210
N0	-	-	0
N2T1	Fondo	Sulfato amónico (21%)	70
	Cobertera	Nitrato amónico (33,5%)	430
N2T2	Fondo	ENTEC 26®	500

Puesto que cada uno de los tratamientos con fertilización nitrogenada (un total de 5) se realizaron sobre los módulos de riego descritos en el apartado 4.2.1.2 la superficie que ocupó cada uno de ellos fue de 618 m² (103 m x 6 m). Cada tratamiento experimental se dividió en tres parcelas elementales de 34 x 6 m (204 m²). La distribución de las parcelas elementales en cada tratamiento se realizó a lo largo de la longitud de su módulo de riego. Se identificaron como *INI* (inicio), *MED* (medio) y *FIN* (final) según su posición en los surcos de riego. En la Figura IV 4 se esquematiza la distribución de los tratamientos de nitrógeno (sobre los módulos de riego) y sus parcelas elementales. Con el fin de evitar el efecto oasis en los tratamientos experimentales se incluyeron dos bordes -sembrados con la misma variedad de maíz- de 3 m de anchura en el sentido longitudinal de éstos.

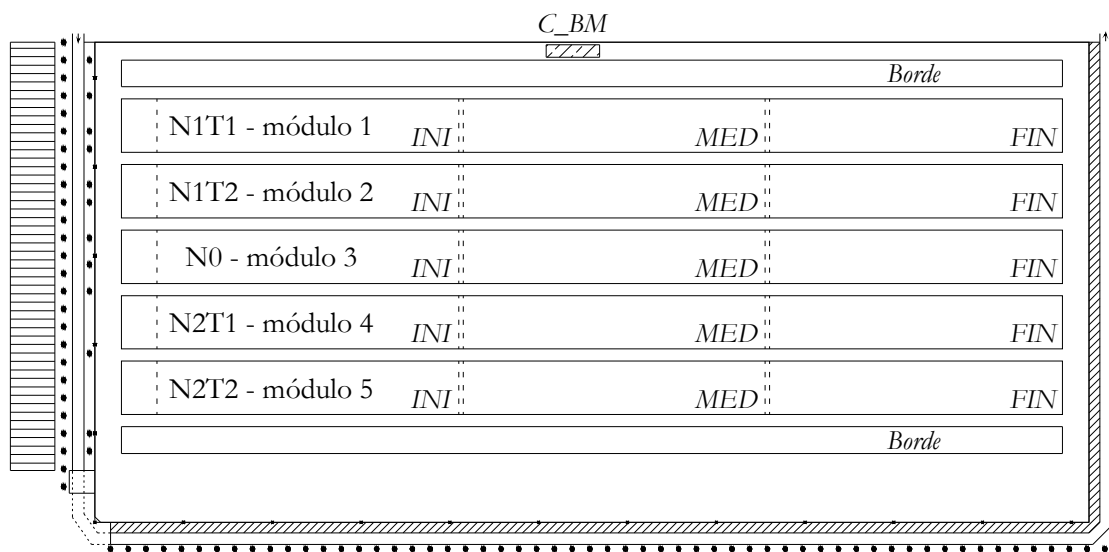


Figura IV 4. Esquema de los tratamientos, sus repeticiones experimentales y los módulos de riego definidos en el diseño del ensayo durante las campañas de cultivo 2003 y 2004.

El ensayo experimental planteado, como se ha comentado anteriormente, pretende obtener el máximo número de datos -de las situaciones habituales de manejo del riego, la fertilización y el cultivo de la zona de estudio- para la calibración y la validación de códigos de simulación. Por tanto, se aleja voluntariamente de los diseños experimentales clásicos en agronomía la aplicación de los cuales exigiría un nivel de recursos y medios fuera del abasto en el que se ha realizado el presente trabajo.

Aparte de los tratamientos y repeticiones relacionadas anteriormente se delimitó un pequeño tratamiento experimental de 1,4 x 6 m que se identificó como *C_BM*. En esta zona se tomaron los datos necesarios para la estimación del nitrógeno mineralizado del suelo durante el período con presencia de cultivo de los años 2003 y 2004.

El manejo del cultivo durante el período intercultivo (otoño e invierno) consistió, en una primera etapa, en dejar toda la biomasa aérea (excepto el grano) del cultivo durante dos o tres meses a la intemperie para empezar la degradación biológica del material. En una segunda etapa, se incorporó la biomasa en los primeros 20-30 cm del suelo a principios de invierno. Además, durante el período entre cultivos no se sembró ningún cultivo intermedio.

4.2.3. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS RESULTADOS

El tratamiento de los resultados presentados en esta tesis se ha basado mayoritariamente en operaciones de estadística descriptiva (media, coeficientes de variación, diferentes tipos de errores, índices de ajuste...). El cálculo de los estadísticos se realizaron con el software Excel.

Cuando las variables observadas se obtienen de distintos tratamientos con sus repeticiones y se ha querido analizar las diferencias entre las medias de los tratamientos se ha realizado un análisis de la varianza (ANOVA). En caso de existir diferencias significativas entre estas medias se ha realizado el Test de Duncan con una $P < 0,05$ para determinar qué medias se pueden considerar estadísticamente diferentes al resto de medias con una probabilidad superior o igual al 95%. Los análisis de la varianza (ANOVA) y los tests de separación de medias (Test de Duncan, $P < 0,05$) se realizaron con el software SPSS v.13 (SPSS, 2004).

Otro tipo de tratamiento estadístico empleado fueron las técnicas de regresión no lineal para el ajuste de la forma del surco a funciones matemáticas. Para ello, también se utilizó el software SPSS v.13 (SPSS, 2004).

4.3. MATERIAL Y MÉTODOS

En el presente apartado se aporta información sobre qué datos y cuándo, cuántos, dónde y cómo se tomaron éstos a nivel de parcela. Se pretende dar una relación exhaustiva del material utilizado y las medidas realizadas en las experimentaciones llevadas a cabo.

4.3.1. CARACTERIZACIÓN DEL SUELO

Debido a la alta variabilidad que presentan los suelos de origen aluvial como el que constituye la parcela experimental, aparte de los análisis de la calicata descritos en el apartado 4.1.2, se decidió caracterizar mejor la parcela en el centro de cada una de las repeticiones experimentales (ver Figura IV 4). La caracterización consistió en la determinación de las propiedades físicas e hidráulicas que se relacionan a continuación.

4.3.1.1. Clase textural

La determinación de la clase textural del suelo se realizó durante el invierno del año 2004. Las muestras de suelo se tomaron con una barrena manual Eijkelkamp® de 5 cm de diámetro. Se muestrearon 15 puntos diferentes en la parcela experimental coincidentes con el centro de cada una de las repeticiones de los tratamientos realizados (ver Figura IV 4). En cada punto de muestreo se tomaron aproximadamente 400 g de muestra de suelo de los horizontes de 0 a 30 cm, de 30 a 60 cm, de 60 a 90 cm y de 90 a 120 cm. Se caracterizaron los puntos de forma regular debido a que se observó que la profundidad de los horizontes descrita en la calicata no se mantenía en toda el área de la parcela. Ante la imposibilidad de abrir calicatas en cada punto de medida se tomó la decisión de homogeneizar la toma de muestras en horizontes regulares de 30 cm de espesor.

Las muestras de suelo se analizaron en los laboratorios del Departamento de Ingeniería Química, Agraria y Tecnología Agroalimentaria de la Universidad de Girona. Se utilizó el método de sedimentación discontinua o método de la pipeta descrito por Porta *et al.* (1986). Se identificó la clase textural USDA simple de cada muestra analizada a partir del porcentaje de las fracciones granulométricas obtenidas de arena, limo y arcilla (ver Tabla VIII 1).

4.3.1.2. Densidad aparente

En septiembre del año 2004, después de realizar los riegos de la campaña y antes de recolectar el grano en la parcela experimental, se tomaron muestras de suelo para la determinación de la densidad aparente (D_{ap}) del horizonte superficial del suelo (0 a 30 cm). Se tomaron muestras en dos zonas de la parcela experimental: una se ubicó entre las repeticiones *INI* y *MED* del tratamiento N0; la otra, aproximadamente en la mitad de la repetición *MED* del tratamiento N1T2.

Se determinó la D_{ap} de la cresta y de la base de los surcos. Se tomaron muestras de la base de los surcos en surcos compactados (por el paso de las ruedas del tractor) y en surcos no compactados. La localización de los puntos de medida en el perfil transversal de un surco de riego se esquematiza en la Figura IV 5 (a).

En cada punto de medida de las dos zonas muestreadas se determinó la D_{ap} por triplicado (3 repeticiones). Para ello se utilizaron 3 anillos de acero inoxidable de 5,5 cm de altura y 6 cm de diámetro (155,5 cm³ de volumen) (ver Figura IV 5 (b)). Los anillos se clavaron en el suelo y, posteriormente, se desenterraron cuidadosamente con el fin de obtener una muestra de suelo estructuralmente inalterada. Finalmente, los volúmenes de suelo obtenidos se llevaron al laboratorio de la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia donde se desecaron en una estufa con ventilación forzada a 105 °C hasta peso constante y, posteriormente, se pesaron. El cálculo se realizó aplicando la ecuación [IV.1].

$$D_{ap} = \frac{PSS_E}{V_C} \quad [IV.1]$$

siendo D_{ap} la densidad aparente del punto de muestreo analizado, en g/cm³; PSS_E el peso, en g, del suelo seco en la estufa y V_C el volumen, en cm³, del cilindro utilizado.

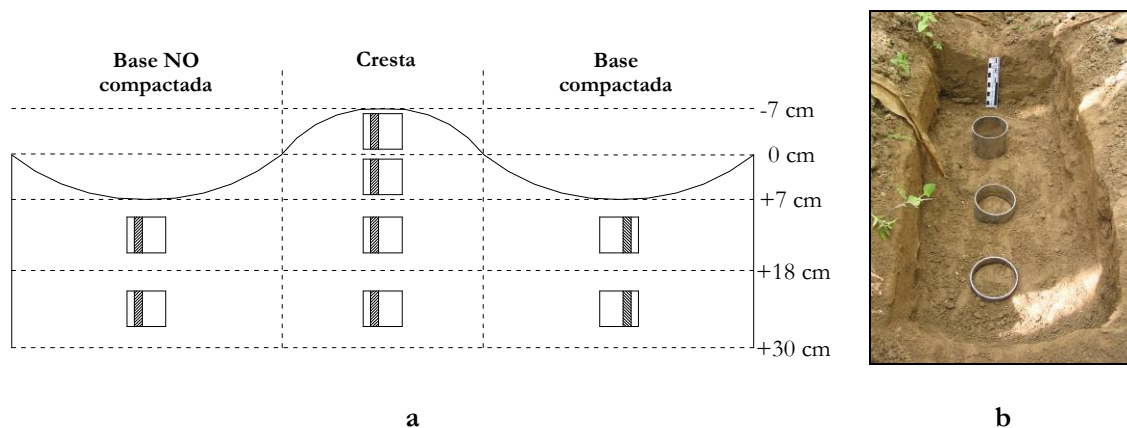


Figura IV 5. (a) Sección transversal de un surco de riego y localización de los puntos de medida de la densidad aparente. (b) Anillos de acero inoxidable (3 repeticiones) utilizados para la toma de muestras inalteradas de suelo en la profundidad de 18 a 30 cm en un surco no compactado.

Por otro lado, las densidades aparentes de los horizontes 30 a 60, 60 a 90 y 90 a 120 cm se tomaron de la media ponderada de las densidades aparentes determinadas en la calicata abierta en la parcela experimental en febrero del 2002 (ver Tabla IV 2).

4.3.1.3. Contenidos característicos de agua del suelo

El día 4 de marzo del 2004 se tomaron muestras de suelo para la determinación del contenido gravimétrico de agua a capacidad de campo (-33 kPa) ($\theta_g \omega$). La toma de muestras se realizó en una fecha que, debido al régimen de precipitaciones de días anteriores, se consideró que todo el perfil del suelo (de 0 a 120 cm) había drenado el exceso de agua contenido en los macroporos.

Se extrajeron muestras de suelo del centro de las repeticiones experimentales de los tratamientos N1T1, N0 y N2T2. Mediante una barrena manual se extrajeron muestras de suelo en 4 horizontes, con espesores de 30 cm, de 0 a 120 cm de profundidad. Se determinaron los contenidos gravimétricos de agua (θ_g) en el laboratorio de la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia. Para ello, cada muestra obtenida se pesó en fresco

y se introdujo en una estufa de ventilación forzada a 105 °C hasta peso constante. El valor de θ_g se obtuvo al resolver la ecuación [IV.2].

$$\theta_g = \frac{PSH_E - PSS_E}{PSS_E} \quad [IV.2]$$

donde θ_g es el contenido gravimétrico de agua al suelo, en g de agua/g de suelo; PSH_E es el peso, en g, del suelo húmedo antes de introducirlo a la estufa; y PSS_E es el peso de suelo seco sacado de la estufa, en g.

Con el θ_g se calcularon, mediante la ecuación [IV.3], los contenidos volumétricos de agua (θ_v) de cada uno de los horizontes muestreados.

$$\theta_v = \theta_g \cdot D_{ap} \quad [IV.3]$$

donde θ_v es el contenido volumétrico de agua en el suelo, en cm^3 de agua/ cm^3 de suelo; θ_g es el contenido gravimétrico de agua en el suelo, en g de agua/g de suelo; y D_{ap} es la densidad aparente, en g/cm^3 , del horizonte de suelo muestreados. Para la aplicación de esta ecuación siempre se supuso que la densidad del agua que contenía el suelo era igual a 1 g/cm^3 .

Finalmente, a partir de los θ_v de cada uno de los horizontes analizados se pudo calcular el contenido total de agua del suelo (CAS) en los primeros 120 cm de profundidad del suelo (ecuación [IV.4]).

$$CAS = \sum_{i=1}^{i=n} (\theta_{v_i} \cdot p_i) \cdot 10 \quad [IV.4]$$

donde CAS es el contenido de agua al suelo total de los n horizontes muestreados, en mm; θ_{v_i} es el contenido volumétrico de agua, en cm^3 de agua/ cm^3 de suelo; y p_i la profundidad, en cm, del horizonte i .

Se determinó además el valor medio en la parcela experimental del contenido volumétrico de agua a saturación (0 kPa) ($\theta_v sat$) a partir de la función de edafotransferencia propuesta por Vereecken *et al.* (1989) que relaciona $\theta_v sat$ con la D_{ap} y el porcentaje de la fracción granulométrica de arcilla (ecuación [IV.5])

$$\theta_v sat = 0,81 - 0,283 \cdot D_{ap} + 0,001 \cdot (\%Arv) \quad [IV.5]$$

donde $\theta_v sat$ es el contenido volumétrico de agua a saturación (0 kPa), en cm^3 de agua/ cm^3 de suelo; D_{ap} es la densidad aparente, en g/cm^3 ; y $\%Arv$ es el porcentaje medio de la fracción de arcilla en el suelo.

Por otro lado se determinó el contenido volumétrico de agua a punto de marchitamiento permanente (-1.500 kPa) ($\theta_v pmf$) a partir de las funciones de edafotransferencia propuestas por Saxton *et al.* (1986) y Saxton y Rawls (2006) implementadas en el software Soil Water Characteristics (Saxton y Rawls, 2007).

4.3.1.4. Curva de retención de agua del suelo

Durante los meses de octubre y noviembre del 2004 se realizaron ensayos de laboratorio para la determinación de la curva característica de agua en muestras de suelo de la parcela

experimental. Se eligieron 4 muestras de suelo con el objetivo que fueran representativas de las clases texturales (determinadas en el apartado 4.3.1.1) presentes en el campo experimental. Se eligió una muestra de textura franca (región C_{BM} (ver Figura IV 4), profundidad 30-60 cm), una muestra de textura franco-arenosa (región C_{BM} , profundidad 60-90 cm), una muestra de textura franco-limosa con alto contenido de arena (región C_{BM} , profundidad 0-30 cm) y, finalmente, otra muestra de textura franco-limosa pero con bajo contenido de arena (región $N1T1_{MED}$, profundidad 30-60 cm).

La determinación de la curva característica de las 4 muestras de suelo elegidas se realizó con las placas de presión Richards (Dane y Hopmans, 2002) del Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo de la Universidad de Lleida (ver Figura IV 6). Se tomaron 3 repeticiones de cada clase textural de los contenidos gravimétricos de agua en el suelo a presiones de -33 (capacidad de campo), -100, -500, -1.000 y -1.500 kPa (punto de marchitamiento permanente).



Figura IV 6. Placas de presión Richards utilizadas para la determinación de la curva característica de humedad de las clases texturales representativas de la parcela experimental.

Finalmente, las parejas de datos presión-contenidos de agua obtenidos se ajustaron a varios modelos de curvas de retención mediante el software RETC (van Genuchten *et al.*, 1991).

4.3.1.5. Conductividad hidráulica saturada

En agosto del 2004, después del último riego en la parcela experimental, se realizaron ensayos para la medición de la conductividad hidráulica saturada (K_s) del perfil superficial del suelo. Se eligieron 5 puntos de medición distribuidos en la superficie de la parcela experimental. Estos se localizaron en el centro de las repeticiones $N1T1_{INI}$, $N1T1_{FIN}$, $N0_{MED}$, $N2T2_{INI}$ y $N2T2_{FIN}$. Se realizaron tres repeticiones en cada punto de medida.

La medición de la K_s se realizó con el permeámetro de Philip-Dunne (Muñoz-Carpena *et al.*, 2002) cuyo diseño y procedimiento metodológico para la toma de datos son descritos por Álvarez-Benedí *et al.* (2003) y De Haro *et al.* (1998). Los datos obtenidos de los ensayos de campo se trataron numéricamente para la obtención de la K_s mediante el software *PDunne* (Muñoz-Carpena y Álvarez-Benedí, 2002).

Se optó, además, por determinar la K_s a partir de la función de edafotransferencia propuesta por Vereecken *et al.* (1990). Su expresión se muestra en la ecuación [IV.6].

$$\begin{aligned} \ln(K_s) = & 20,62 - 0,96 \cdot \ln(\%Arc) - 0,66 \cdot \ln(\%Ar) \\ & - 0,46 \cdot \ln(C_{org}) - 8,43 \cdot D_{ap} \quad [IV.6] \end{aligned}$$

donde K_s es la conductividad hidráulica saturada, en cm/día; $\%Arc$ y $\%Ar$ son, respectivamente, la presencia relativa de las fracciones granulométricas de arcilla y de arena, en %; C_{org} es el carbono presente en la materia orgánica (calculado a partir de la relación $C_{org} (\%) = M_{org} (\%)/1,72$ (Porta *et al.*, 1986, 2003)), en %; y D_{ap} es la densidad aparente del suelo, en g/cm³.

4.3.2. EXPERIENCIAS DE RIEGO POR SUPERFICIE

Como ya se ha comentado en el apartado 4.2.1, se realizaron ensayos de riego por superficie los veranos de los años 2002, 2003 y 2004. Durante las campañas 2003 y 2004 se realizaron un total de 5 riegos cada año. Las fechas de riego se detallan en la Tabla IV 4.

Tabla IV 4. Fecha y día juliano en que se efectuaron los riegos en la parcela experimental durante las campañas de riego del maíz de los años 2003 y 2004.

Riego	Fecha de riego (día juliano)	
	Año 2003	Año 2004
1	13/06 (164)	19/06 (171)
2	28/06 (179)	06/07 (188)
3	10/07 (191)	22/07 (204)
4	21/07 (202)	06/08 (219)
5	01/08 (213)	19/08 (232)

Durante ambas campañas (2003 y 2004) se tomaron datos de los eventos de riego con la finalidad de describir, comprender y simular su comportamiento. A continuación se describe qué material y métodos se utilizaron en cada uno de los años de experimentación para la adquisición dichos datos.

4.3.2.1. Caudal de entrada y salida del surco

En todas las campañas se tomó el agua para el riego de la parcela de un hidrante de riego con un caudal aproximado de 30 m³/h situado cerca de la parcela experimental (ver Figura IV 1 y Figura IV 7 (d)). El agua llegaba al hidrante impulsada por un grupo de bombeo que extraía el agua de un pozo de la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia.

La distribución del agua del hidrante a cada uno de los surcos de la parcela de riego se hizo con una tubería flexible de polietileno de 200 mm de diámetro. Esta se colocó en la cabecera de los surcos, perpendicularmente al sentido longitudinal de estos (Figura IV 7 (a)), y se agujereó un orificio manualmente con un pistón de acero para la salida del chorro de agua a cada surco de riego (Figura IV 7 (b)). Para cerrar los orificios de la tubería de polietileno se utilizaron tapones de corcho (Figura IV 7 (c)). La tubería flexible de polietileno estaba conectada al hidrante de riego en un extremo (Figura IV 7 (d)); en el otro estaba cerrada (Figura IV 7 (e)).



Figura IV 7. (a) Colocación de la tubería de polietileno en la cabecera de los surcos, (b) detalle de la salida del chorro de agua en cada surco de riego, (c) tapón de corcho para cerrar los orificios, (d) hidrante y tubería de aluminio donde se conectó la tubería de polietileno y (e) extremo final (cerrado) de la tubería de polietileno.

Para la determinación del caudal de entrada y salida del surco, durante los años 2002 y 2003, se utilizaron aforadores trapezoidales de lámina libre. El rango de medida de estos aforadores fue de 0,01 a 1,5 l/s. La ecuación del aforador fue:

$$Q_{ent} = 0,000164 \cdot h^{2,559} \quad [IV.7]$$

donde Q_{ent} es el caudal de entrada, en l/s, y h es la altura de la lámina de agua aguas arriba del estrechamiento del aforador, en mm.

Los aforadores se colocaron siguiendo las recomendaciones del fabricante: a 2 metros de la entrada de agua en el surco (estos 2 metros de surco se cubrieron con un plástico para que no se produjeran pérdidas por infiltración), sin pendiente y la medición de la altura de agua en los aforadores se realizó aguas arriba del estrechamiento del aforador (Figura IV 8 (a)). El aforador se colocó en el surco n° 4 (uno de los centrales) de los 8 surcos que componían cada módulo de riego (Figura IV 8 (b)). Durante el evento de riego se fueron tomando medidas de alturas de agua aguas arriba del estrechamiento del aforador y tiempos desde el inicio del riego de forma periódica. Los datos se anotaron en una libreta de campo. Posteriormente mediante la ecuación [IV.7] se calcularon los caudales de entrada al surco de riego. Se consideró en todos los eventos de riego que el caudal de entrada en todos los surcos era igual al medido en el surco n° 4.

La utilización de los aforadores trapezoidales de lámina libre presentó desventajas en su manejo, lo que indujo a la decisión de dejar de utilizarlos para la campaña de riegos del año 2004. El paso de agua por debajo del aforador (Figura IV 8 (c)), la dificultad de mantener constante su posición y pendiente durante los eventos de riego (el aforador reposaba sobre el mismo terreno que conformaba el surco) o el aumento del nivel aguas abajo del

estrechamiento, fueron las incidencias principales que desaconsejaron la utilización de los aforadores para la campaña de riegos 2004.

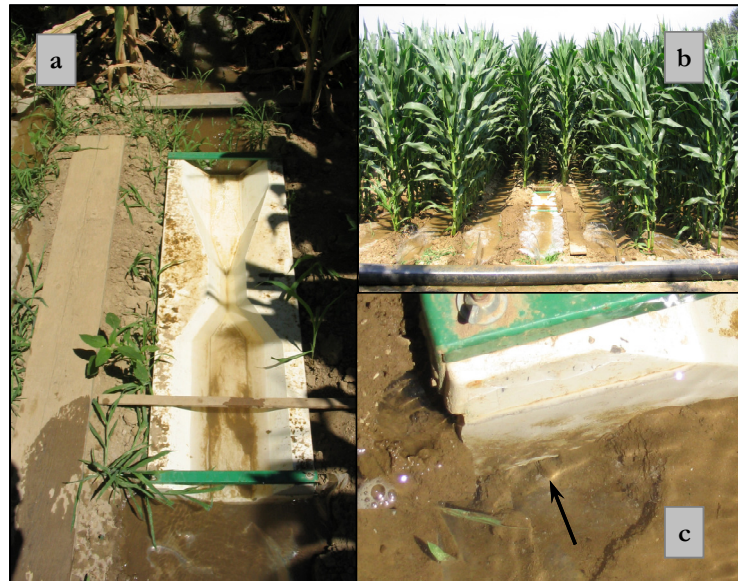


Figura IV 8. (a) Colocación de un aforador de lámina libre en la campaña de riegos 2003, (b) vista general de la ubicación del aforador en el surco n° 4 de un módulo de riego y (c) detalle del paso de agua por debajo del aforador.

Así pues, el último año experimental (2004) el caudal de entrada a los surcos de riego se midió de forma diferente a los años anteriores. Se colocó un contador volumétrico (WP4-100 Invensys Metering Systems, error $\pm 2\%$) de 100 mm de diámetro justo a la salida del hidrante. De esta manera se tuvo un control del volumen que, en todo momento, entraba en la parcela experimental. Puesto que en cada evento de riego de cada módulo se controló el tiempo de inicio y final del riego, el volumen total aportado y el número de surcos simultáneos de riego, se pudo calcular el caudal medio aportado en cada surco de riego para cada evento y en cada módulo de riego. Procediendo de esta manera no se pudo saber la variación de caudales entre surcos dentro de un mismo módulo de riego. Para conocer esta variación, durante el riego 5 y en cada surco de cada módulo, se recogieron en un cubo graduado los volúmenes de agua que aportó cada orificio en un tiempo determinado (de 4 a 6 segundos).

4.3.2.2. Volumen aportado

El volumen total aportado (V_{ap}) en cada surco de riego se calculó, tal como indica la ecuación [IV.8], a partir del caudal de entrada medio en el surco de riego (Q_{ent}) y el tiempo de corte (t_{co}) de este riego.

$$V_{ap} = Q_{ent} \cdot t_{co} \cdot 60 \quad [IV.8]$$

donde, V_{ap} es el volumen, en l, total aportado en un surco de riego; Q_{ent} es el caudal, en l/s, medio de entrada por la cabecera del surco; y t_{co} es el tiempo de corte del riego, en min.

Durante los años 2002 y 2003, para las medidas del Q_{ent} , se tomaron los datos de caudal medidos con el aforador trapezoidal (q) en distintos tiempos (t) durante el evento de riego. Se realizó el cálculo según indica la ecuación [IV.9].

$$Q_{ent} = \frac{(q_1 \cdot t_1) + \sum_{i=1}^{i=n-1} \left(\frac{q_{i+1} + q_i}{2} \right) \cdot (t_{i+1} - t_i) + (q_n \cdot (t_{co} - t_n))}{t_{co}} \quad [IV.9]$$

donde Q_{ent} es el caudal medio aportado en el surco de riego, en l/s; n es el número total de mediciones de caudal y tiempo durante el evento de riego; i es el identificador del número de la medición; q es el caudal medido, en l/s, con la ecuación [IV.7]; t el tiempo, en min, de medición transcurrido desde el inicio del riego; y, finalmente, t_{co} es el tiempo de corte del riego, en min.

El cálculo del V_{ap} durante la campaña de riegos 2004 se realizó a partir de las lecturas del contador volumétrico situado a la entrada de la parcela. Las lecturas se tomaron antes y después del riego de cada módulo. Finalmente se dividió la diferencia absoluta entre lecturas por el número de surcos simultáneos de riego.

4.3.2.3. Dosis de agua infiltrada

En cada uno de los eventos de riego, el comportamiento de éstos influyó en la distribución de las alturas de agua infiltradas a lo largo de la longitud del campo. Con la finalidad de cuantificar estas dosis de agua infiltrada a lo largo del surco se realizaron cálculos y mediciones o muestreos en campo.

A partir de las observaciones de los eventos de riego se definieron dos tipos de dosis de agua infiltrada: el primer tipo es la dosis de agua infiltrada ponderada ($Z_{inf} pond$); el segundo tipo es la dosis de agua infiltrada medida a lo largo del surco ($Z_{inf} obs(x)$). En ambos casos se despreció la evaporación del agua de la lámina libre de avance por considerarla relativamente inapreciable respecto a las dosis de agua aportadas.

La $Z_{inf} pond$ se calculó a partir de la ecuación [IV.10]. Expresa la altura de agua que se infiltra en un surco durante un evento de riego considerando que todo volumen de agua aportado (V_{ap}) se distribuye uniformemente en toda su área.

$$Z_{inf} pond = \frac{V_{ap}}{S_s \cdot L} \quad [IV.10]$$

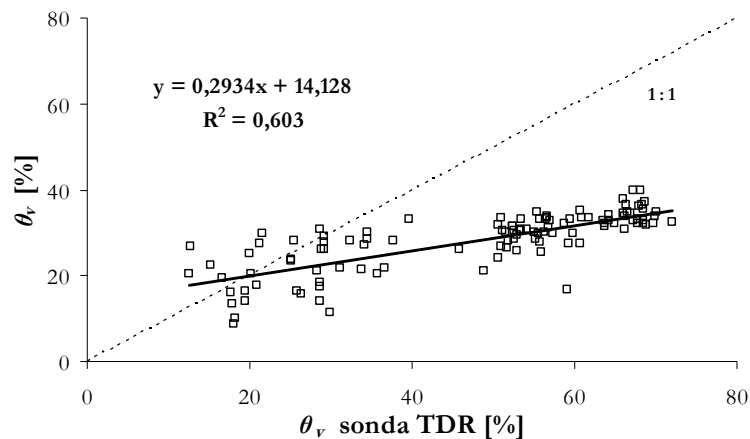
donde $Z_{inf} pond$ es la dosis de agua infiltrada ponderada, en mm; V_{ap} es el volumen total aportado en el surco, en l; S_s es la separación entre surcos, en m; y L la longitud total del surco, en m.

Por otro lado, la $Z_{inf} obs(x)$ representa la distribución de alturas de agua medidas a lo largo de la longitud del surco debido al comportamiento propio del evento de riego. Habitualmente se expresa de forma gráfica y permite observar la homogeneidad (o heterogeneidad) de las dosis de agua infiltradas a lo largo del surco. La determinación de la $Z_{inf} obs(x)$ se realizó a partir de las mediciones puntuales del contenido de agua en el suelo a lo largo de la longitud del surco. Concretamente se calculó según la siguiente ecuación:

$$Z_{inf,obs}(x) = \sum_{i=1}^{i=n} (\theta_{v,fin} - \theta_{v,ini})_i \cdot p_i \quad [IV.11]$$

donde $Z_{inf,obs}(x)$ es la altura de agua infiltrada medida en la abscisa x del surco, en mm; $\theta_{v,fin}$ y $\theta_{v,ini}$ son, respectivamente, el contenido volumétrico de agua en el suelo final (justo después del riego) e inicial (justo antes del riego), en cm^3 de agua/ cm^3 de suelo; p , en mm, es la profundidad del horizonte de estudio; y n es el número total de horizontes medidos.

Los $\theta_{v,fin}$ y $\theta_{v,ini}$ se determinaron de forma diferente según las campañas de riego. Durante las campañas de riego de los años 2002 y 2003 se tomaron los contenidos volumétricos del suelo mediante una sonda TDR (Time Domain Reflectometry) portátil (TRIME[®]-FM, Imko). Para ello se instalaron en el suelo tubos de PVC (50 x 3,7 mm - 16 MPa) distribuidos uniformemente cada 10 metros a lo largo de la longitud total del surco (en el año 2002) y colocados en el centro de cada una de las repeticiones de los tratamientos experimentales (en el año 2003). Se monitorizaron los surcos centrales de cada uno de los módulos de riego de los ensayos. Puesto que se utilizaron tubos de PVC en lugar de los tubos de poliéster recomendados por el fabricante, paralelamente se realizó un pequeño banco de ensayo en el mismo campo para la calibración de la sonda TDR. Se instalaron 2 tubos de PVC a 2,05 metros de profundidad. Regularmente, durante la campaña 2002 se tomaron muestras de suelo, aproximadamente a 30 cm de los tubos de PVC, con una barrena manual para la determinación del contenido gravimétrico de agua en cada horizonte medido. A su vez, se hicieron lecturas con la sonda TDR cada 15 cm de profundidad. Se correlacionaron las medidas obteniéndose la nube de puntos que se muestra en la [Figura IV 9](#).



[Figura IV 9](#). Correlación obtenida entre el contenido volumétrico de agua medido en el suelo (θ_v) y las lecturas con la sonda TDR portátil en el banco de calibración del año 2002.

Puesto que las correlaciones obtenidas no fueron del todo satisfactorias se optó, durante el año 2004, por calcular los $\theta_{v,fin}$ y $\theta_{v,ini}$ tomando muestras de suelo con barrena manual y secando las muestras a 105 °C hasta peso constante en el laboratorio de la estación experimental IRTA-Mas Badia.

4.3.2.4. Fase de avance y receso

Al inicio de las campañas de riego se colocaron estacas cada 10 metros de distancia en las calles que separaron los tratamientos. Las estacas servían de referencia para contabilizar la distancia de una abscisa x concreta al inicio del surco.

Durante cada uno de los riegos y en cada uno de los surcos de cada módulo de riego se anotó en una libreta de campo los tiempos de llegada de la lámina de agua a las abscisas x del surco de riego. De esta manera se conoció el comportamiento de la fase de avance de cada surco de riego en todas las campañas de riego.

Se midió también la fase de receso. Se anotó el tiempo en que, en una abscisa x , el agua se había infiltrado completamente. Debido a la microtopografía del terreno, en algunos puntos de medida se observaron pequeños charcos de agua que dificultaban la lectura del tiempo de receso. Con el fin de evitar problemas de interpretación, se adoptó un criterio en todos los puntos de medida: se anotaba el tiempo de receso cuando prácticamente se había infiltrado toda el agua a 2 metros aguas arriba y aguas abajo del punto.

4.3.2.5. Altura de la lámina de agua

Se definieron tres abscisas en cada módulo de riego para la medición de la altura de la lámina de agua (H_{agua}) durante los eventos de riego. En concreto, en las abscisas $x = 0, 40$ y 90 metros se establecieron estaciones de medida. Las estaciones consistieron, básicamente, en la colocación de tablones de madera por encima de la cresta de los surcos de riego para poder acceder, durante los eventos de riego y desde el pasillo entre módulos, al surco n° 4 donde se midieron las alturas de las láminas de agua.

Se realizaron mediciones cuando el avance de la lámina de agua del surco n° 4 alcanzaba las distancias de 50 y 100 metros respecto la cabecera del surco (tiempos t_1 y t_2 respectivamente). Los tiempos t_1 y t_2 se anotaban en la libreta de campo junto con las H_{agua} de las estaciones.

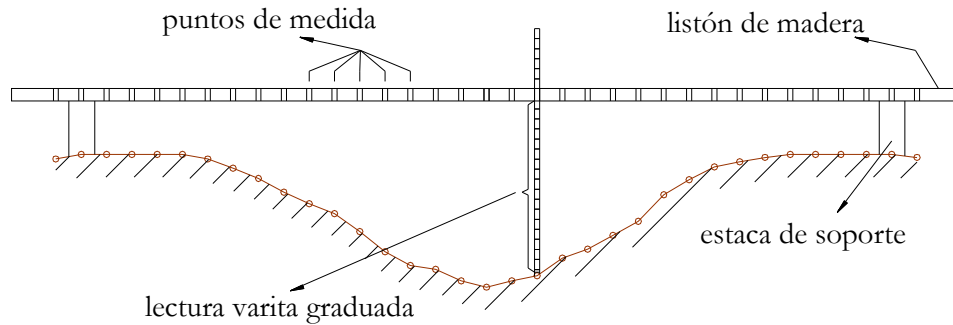
Para la medición de las H_{agua} en las estaciones, durante las campañas 2002 y 2003, se colocó un listón de madera sobre las crestas del surco n° 4 y se procedía a las lecturas de las distancias entre el listón y la lámina de agua y entre el listón y la base del surco. Por diferencia se calculó la distancia entre la base del surco y la lámina del agua. Este método de medida resultó ser poco apropiado: fue difícil tomar las alturas del listón a la base del surco puesto que durante el riego el agua arrastraba material vegetal y espuma que impedía observar con detalle la base del surco. Para solventar este problema se procedió de distinta forma durante la campaña 2004: se colocaron dos pequeñas estacas en la cresta de los surcos donde reposaba el listón de madera (ver [Figura IV 10](#)), se medía la distancia entre el listón y la lámina de agua durante el riego y, posteriormente al riego, se medía la distancia entre el listón y la base del surco.

4.3.2.6. Forma del surco

La forma del surco de riego se midió antes del riego 1 y después de cada evento de riego. Se realizaron las medidas en las estaciones de riego ubicadas a 0, 40 y 90 m de la cabecera del surco. Se midió siempre la forma del surco n° 4. La estación de medida de $x = 0$ m se colocó unos 2 metros aguas arriba del punto de impacto del agua de entrada con el suelo del surco, puesto que se observó que el régimen del agua se estabilizaba a esta distancia.

Para la medición de la forma del surco se utilizó el perfilómetro ([Walker y Skogerboe, 1987](#)). La colocación en campo llevada a cabo durante la campaña de riegos 2004 se

esquemática en la [Figura IV 10](#). Se colocaron dos estacas de soporte clavadas en el suelo para asegurar que siempre se medía en la misma posición. Encima de ellas se colocó el listón de madera con agujeros (puntos de medida) espaciados cada 2 cm. Se hizo pasar la varita graduada por cada uno de los puntos de medida y se anotaba en la libreta de campo su lectura. La precisión de la lectura fue de 0,5 cm. Durante las campañas de riego 2002 y 2003 no se colocaron las estacas de soporte para la colocación del listón de madera.



[Figura IV 10](#). Perfilómetro utilizado para la medida de la forma del surco. Detalle de su colocación en las estaciones de medida durante la campaña de riegos 2004.

4.3.2.7. Balance hídrico

Los balances hídricos durante las campañas de riego se realizaron a partir del procedimiento descrito en el volumen FAO Irrigation and Drainage n° 56 ([Allen et al., 1998](#)). La evapotranspiración potencial de Penman-Monteith (ET_0) se tomó de la estación climática próxima a la parcela experimental ([apartado 4.1.3](#)). Además, se adoptaron los coeficientes de cultivo (K_c) según las condiciones de viento y humedad relativa de la zona en los meses de desarrollo del maíz según [Martínez-Cob et al. \(1998\)](#). Se fijaron los estadios vegetativos del cultivo visualmente según se desarrollaba en la parcela experimental durante los años 2003 y 2004.

El balance hídrico en la parcela experimental se tuvo en cuenta, principalmente, para la determinación de las dosis de agua infiltrada medida ($Z_{inf\ obs}(x)$) en un evento de riego ([ecuación \[IV.11\]](#)). La toma de muestras de suelo para la determinación de los θ_v en los momentos anteriores y posteriores del riego, teóricamente, se tendrían que haber medido justo antes de abrir el riego y justo después de la fase de receso. Dado que justo después de los eventos de riego fue imposible acceder a los puntos de medida debido al estado fangoso del suelo, se tomaron los θ_v generalmente, un día antes del riego ($\theta_v\ ant$) y 4 o 5 días después del riego ($\theta_v\ dsp$). Para tener en cuenta la evaporación del suelo y la transpiración del cultivo en el cálculo de la $Z_{inf\ obs}(x)$, se calcularon los $\theta_v\ ini$ y $\theta_v\ fin$ según las siguientes expresiones:

$$\theta_v ini = \theta_v ant - \frac{(ET_c ant - ini)}{S_s \cdot 1000} \quad [IV.12]$$

$$\theta_v fin = \theta_v dsp + \frac{(ET_c fin - dsp)}{S_s \cdot 1000} \quad [IV.13]$$

donde, $\theta_v ini$ y $\theta_v fin$ son, respectivamente, el contenido volumétrico de agua en el suelo justo antes y justo después del riego, en cm^3 de agua/ cm^3 de suelo; $\theta_v ant$ y $\theta_v dsp$ son, respectivamente, el contenido volumétrico medio de agua en la profundidad de 1,2 m de suelo días antes y días después del riego, en cm^3 de agua/ cm^3 de suelo; S_s es, en m, la separación entre surcos de riego; $ET_c ant-ini$ es la evapotranspiración del cultivo calculada entre días antes (*ant*) y justo antes (*ini*) del riego, en mm, y $ET_c fin-dsp$ es, también en mm, la evapotranspiración del cultivo calculada entre justo después (*fin*) y días después (*dsp*) del riego.

4.3.3. EXPERIENCIAS CON FERTILIZACIÓN NITROGENADA

Las experiencias con fertilización nitrogenada en cultivo de maíz se realizaron desde la primavera del 2003 al otoño del 2004. El diseño experimental se ha expuesto en el [apartado 4.2.2](#). A continuación se describen las prácticas realizadas en el marco de las experiencias con fertilización nitrogenada: la toma de muestras, las medidas realizadas y el material utilizado para el seguimiento en campo.

4.3.3.1. Prácticas de fertilización y manejo del cultivo

Durante las campañas de ensayo se llevaron a cabo distintas labores de campo con la finalidad de manejar adecuadamente el cultivo y la fertilización nitrogenada. En la [Tabla IV 5](#) se relacionan las fechas de ejecución de las prácticas de conducción del cultivo de maíz durante los años de experimentación. Se manejó el cultivo según las costumbres y aperos habituales de los agricultores de la zona.

El fósforo (P) y el potasio (K) se aportó en forma de fertilizante binario (0-20-20) granulado. Se aplicó en toda la parcela experimental con una abonadora pendular a una dosis de 130 kg/ha el año 2003 y de 100 kg/ha el año 2004.

La aplicación del fertilizante mineral nitrogenado se realizó manualmente. Se dividieron las repeticiones experimentales en tres regiones iguales donde se les aplicó su parte proporcional de fertilizante granulado. De esta manera se consiguió una buena homogeneidad de aplicación del fertilizante aunque la aplicación fuese manual.

Para la siembra, en una primera etapa, se pasó una grada rotativa horizontal con rodillo para la preparación del terreno. Seguidamente, la siembra se realizó con una sembradora neumática de cuatro líneas con una separación entre ellas de 0,73 m y a una profundidad de 5 cm. La sembradora se calibró para conseguir una distancia entre plantas de 16,5 cm lo que significa obtener la densidad teórica de siembra de unas 83.000 plantas/ha. La semilla que se sembró estaba tratada superficialmente con el insecticida *Imidacloprid* (600 g/l en *GAUCHO*[®], Bayer Crop Science) para proteger la plántula en sus primeros estadios.

Tabla IV 5. Prácticas de fertilización y manejo del cultivo llevadas a cabo en la parcela experimental. Fechas y días julianos para los años 2003 y 2004.

Tipo de práctica y características	Fecha (día juliano)	
	Año 2003	Año 2004
Aplicación fertilizante PK en FONDO	19/03 (78)	16/03 (76)
Aplicación fertilizante N en FONDO	26/03 (85)	18/03 (78)
Siembra (variedad <i>ELEONORA</i> [®]) + aplicación herbicida pre-emergencia	05/04 (95)	19/03 (79)
Aplicación herbicida post-emergencia	13/05 (133)	28/05 (149)
Aplicación fertilizante N en COBERTERA	18/05 (138)	31/05 (152)
Formación de los surcos de riego	22/05 (142)	03/06 (155)
Cosecha	23/09 (266)	04/10 (278)
Labor con grada de discos (10-15 cm) + rulo	31/10 (304)	07/10 (281)

Justo después de las labores de siembra se aplicó el herbicida de pre-emergencia *Acetoclor* a razón de 4,5 kg de materia activa/ha (5 l/ha de *TROPHY*[®], Dow Agrosciences). Días más tarde se procedió a aplicar una dosis de 480 g de materia activa/ha del herbicida de post-emergencia *Mesotrione* (1 l/ha de *CALLISTO*[®], Syngenta). Las aplicaciones de herbicida se realizaron con un pulverizador de barra horizontal de 8 m de anchura.

Cuando las plantas tenían una altura de aproximadamente 50 cm se realizaron los surcos de riego con una acaballadora accionada por un tractor. La separación entre surcos fue de 0,73 m. Posteriormente, y de forma manual, con una azada se formó un dique para cerrar los surcos en su extremo final.

La recolección de la producción de grano de la parcela experimental se realizó con una cosechadora convencional de maíz para grano. Se cosechó solamente el grano, el resto de la biomasa vegetal se picó y se dejó en la superficie de la parcela experimental. Semanas después, a principios de invierno, se realizaron labores para el enterrado de la biomasa vegetal.

4.3.3.2. Contenido de nitrógeno en el suelo

Durante los experimentos con fertilización nitrogenada se tomaron regularmente muestras de suelo para la determinación del contenido de nitrógeno en forma de nitrato (N-NO_3) del suelo (*CNS*). En la [Tabla IV 6](#) se presentan las fechas en que se muestreó la parcela experimental para la determinación del *CNS*.

Tabla IV 6. Fechas y día juliano de muestreo del ensayo para la obtención del contenido de nitrógeno en el suelo (CNS) los años 2003 y 2004.

Año 2003	Año 2004
24/03 (83)	11/02 (42)
09/07 (190)	16/03 (76)
20/08 (232)	18/05 (139)
	04/07 (186)
	04/09 (248)

Los muestreos se realizaron con la finalidad de disponer del CNS en tres momentos importantes del ciclo del cultivo: antes de la siembra, después de la floración y llegada la madurez fisiológica. Además, en el año 2004, se practicaron dos muestreos más: uno justo al final de invierno (11/02) y otro días antes del inicio de la fase de crecimiento del cultivo (18/05).

4.3.3.2.1. Extracción, manejo y conservación de muestras

Los muestreos para la determinación del CNS en la parcela experimental se realizaron en el centro de cada una de las repeticiones de los tratamientos del ensayo. En total hubo 15 puntos de muestreo.

En cada punto de muestreo se extrajeron muestras de suelo con una barrena manual de 5 cm de diámetro. Se tomaron muestras de las siguientes capas del suelo: 0 - 30 cm, 30 - 60 cm, 60 - 90 cm y 90 - 120 cm.

Durante la campaña 2003 se realizó 1 muestreo hasta 120 cm en el centro de cada repetición experimental y en la base del surco n° 4. Una vez obtenidas las muestras, procesadas, analizadas y estudiadas, se observó que la intensidad de muestreo (1 muestreo por repetición) resultó ser insuficiente (resultados argumentados en el [Capítulo VI](#)) para el análisis del contenido de nitratos.

Con el objetivo de reducir la elevada variabilidad de los CNS obtenidos de las muestras de suelo, durante la campaña 2004 se aumentó el número de muestras de suelo para ser analizadas. Se realizaron, como mínimo, 2 muestreos hasta 120 cm en el centro de cada repetición experimental y en la base de los surcos n° 4 y n° 5. Cuando en la fecha de muestreo había los surcos ya formados y para la determinación del CNS en el horizonte de 0 a 30 cm, además, se realizaban 2 muestreos hasta 30 cm en la cresta de los surcos n° 3 a n° 4 y n° 4 a n° 5 (ver [Figura IV 11](#)).

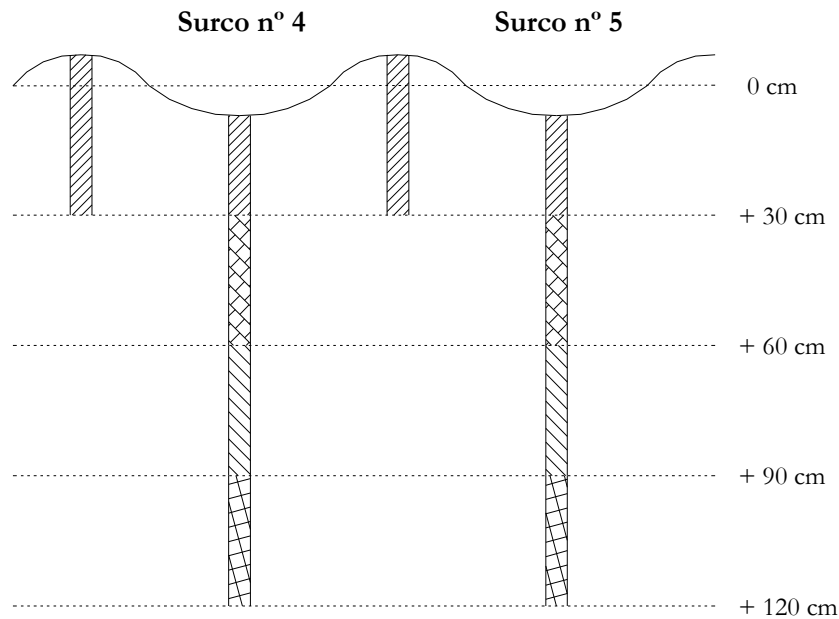


Figura IV 11. Ubicación en el centro de cada repetición experimental de los puntos de muestreo, durante la campaña 2004, y horizontes analizados para la extracción de muestras y determinación del *CNS* en el caso de surcos de riego ya formados.

El manejo de las muestras de suelo obtenidas con barrena manual fue el mismo. Todo el suelo extraído de los puntos muestreados entre las profundidades que definen un horizonte se colocaba en un capacho donde se desmenuzaban los terrones y se homogeneizaba la muestra. Se tomaba una submuestra de 200 a 400 g que se cerraba herméticamente en una bolsa de plástico correctamente identificada (fecha, punto de muestreo e identificación del horizonte muestreado). Seguidamente, las bolsas se introducían en una cámara frigorífica con una temperatura de entre 0 y 4 °C procurando que no estuviesen más de una hora a temperatura ambiente. Las muestras se mantenían en la cámara frigorífica hasta el momento de realizar las extracciones. En un mismo día se obtenían todas las muestras de suelo de las repeticiones de los tratamientos de la parcela experimental.

4.3.3.2. Obtención y análisis de extractos de las muestras

En la preparación de los extractos de nitrato se tuvo en cuenta el θ_g de agua de las muestras obtenidas. Para ello, de cada muestra de suelo, se tomaron unos 50 a 100 g de suelo húmedo y se determinó su contenido de agua por secado en una estufa de ventilación forzada a 105 °C. Su cálculo se realizó aplicando la ecuación [IV.2].

Por otro lado, para la preparación de los extractos se siguieron las indicaciones propuestas por Keeney y Nelson (1982). Se pesaron de 10 a 13 g de suelo húmedo, se colocaron en un recipiente plástico de 250 ml de capacidad junto con 100 ml de solución 0,5 M de cloruro potásico (KCl). Se tapaba el frasco y se colocaba la muestra sobre un agitador orbital a 200 rpm durante 1 hora. Transcurrido el tiempo de agitación se dejaba reposar la muestra durante media hora. Con la ayuda de una jeringa se tomaba la muestra del interior del frasco y se filtraba ésta a través de un filtro de microfibra de vidrio. El extracto obtenido se almacenaba congelado en recipientes herméticos de plástico, de 30 ml de capacidad, y bien identificados.

El análisis de los extractos de nitrógeno se realizó de forma diferente en las muestras de los años 2003 y 2004. En la primera campaña las muestras se analizaron por cromatografía iónica (IC), concretamente con cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC). Esta tecnología se basa en la inyección de los extractos en una columna con una fase sólida que retardan el movimiento de los aniones según su tamaño y carga. La medida de los tiempos relativos de retención permite identificar el tipo de aniones de los extractos y su concentración. Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Ingeniería Química y Ambiental (LEQUIA) de la Universidad de Girona con el cromatógrafo 761 Compact IC (Metrohm[®]) junto con el procesador automático de muestras 766 IC Sample Processor (Metrohm[®]). Aunque inicialmente se eligió la IC por su precisión, su uso para la determinación del contenido de nitratos en gran cantidad de extractos puso de manifiesto algunos problemas de esta tecnología de análisis, tal como apuntaron Griffin *et al.* (1995): (a) el alto contenido de aniones Cl⁻ de los extractos interfiere en la determinación de los contenidos de N-NO₃⁻, (b) el análisis es relativamente lento (unos 30 segundos por muestra) y (c) costoso, puesto que se determinan otros tipos de aniones del extracto (nitritos, fosfatos, sulfatos, flúor...). Ante tal situación se decidió cambiar la tecnología IC para el análisis de los extractos de la campaña 2004. Se utilizó la espectrofotometría de absorción molecular.

Esta tecnología se basa en el principio físico de absorción de radiaciones que, en este caso el ión nitrato, tiene de una cierta longitud de onda de la zona ultravioleta (UV) del espectro. Los análisis se realizaron en los laboratorios del Departamento de Ingeniería Química, Agraria y Tecnología Agroalimentaria de la Universidad de Girona con un espectrofotómetro de absorción (Varian, serie 634; con cubetas de 1 cm de camino óptico). Se siguió la metodología de preparación de reactivos, patrones, recta de calibración y análisis que describen los manuales de referencia mundial del tipo de muestras a analizar (Clesceri *et al.*, 1998).

Los análisis de nitrógeno en los extractos obtenidos de las muestras de suelo se realizaron con la finalidad de cuantificar el CNS en las fechas de muestreo. Para ello, el primero de los pasos fue determinar las concentraciones de nitrógeno de los extractos líquidos ($[N]_{EXT}$), seguidamente la concentración de nitrógeno del suelo ($[N]_S$) para que, finalmente, se pudiera calcular el CNS de un mismo punto de muestreo.

En primer lugar, la $[N]_{EXT}$ se obtuvo de forma distinta en función de la tecnología de análisis utilizada para su determinación. En las muestras del año 2003 el cromatógrafo iónico mostraba, en los resultados de sus análisis, un valor de concentración de nitratos de la muestra líquida analizada en unidades de ppm de NO₃⁻. En cambio, en las muestras analizadas en año 2004 con el espectrofotómetro de absorción molecular, los resultados de absorbancia leídos requirieron de su interpretación para obtener las $[N]_{EXT}$.

Así pues, para realizar los análisis con el espectrofotómetro de absorción molecular, se requería disponer de una recta de calibración. Esta se realizaba con patrones de concentración conocida que variaron de 0 a 30 ppm de nitrato. La recta de calibración respondía a la expresión:

$$ABS_k = m_1 \cdot [N]_p + m_2 \quad \text{[IV.14]}$$

en que se relacionaba la absorbancia del haz de luz UV de k nm proyectado sobre la muestra respecto a un blanco (ABS_k) con la concentración de nitrato ($[N]_p$), en ppm NO₃⁻, de los patrones preparados mediante los parámetros de ajuste m_1 y m_2 .

Una vez obtenida la recta de calibración se procedió a los análisis de los extractos. Se hicieron lecturas de absorbancia a 220 nm (ABS_{220nm}) y a 275 nm (ABS_{275nm}) en cada una de

las muestras analizadas. El valor final de absorbancia de la muestra analizada se obtuvo de la aplicación de la ecuación [IV.15].

$$ABS = ABS_{220nm} - (2 \cdot ABS_{275nm}) \quad [IV.15]$$

donde ABS es la absorbancia atribuible a los nitratos en el extracto analizado y ABS_{200nm} y ABS_{275nm} son, respectivamente, las lecturas de absorbancia del espectrofotómetro a las longitudes de onda 220 nm y 275 nm del haz de luz UV proyectado sobre las muestras.

Finalmente, con las lecturas de ABS de las muestras analizadas, se obtenía, mediante la recta de calibración (ecuación [IV.14]), la concentración de nitrógeno del extracto analizado (ecuación [IV.16]).

$$[N]_{EXT} = \frac{ABS - m_2}{m_1} \quad [IV.16]$$

donde $[N]_{EXT}$ es la concentración, en ppm NO_3^- , del extracto analizado; ABS es la absorbancia leída en ese extracto; y m_1 y m_2 son los parámetros de ajuste de la recta de calibración.

Con las concentraciones de nitrógeno de los extractos obtenidos de las muestras experimentales de los años 2003 y 2004 se calcularon las concentraciones de nitrógeno en forma de nitrato presentes en el suelo que se muestreó. Para su determinación se aplicó la siguiente ecuación:

$$[N]_s = [N]_{EXT} \cdot \frac{V_{EXT} \cdot PSH_E}{PSH_{EXT} \cdot PSS_E} \cdot \frac{14}{62} \quad [IV.17]$$

donde $[N]_s$ es la concentración de nitrógeno, en ppm N- NO_3^- , del horizonte de suelo muestreado; $[N]_{EXT}$ es la concentración de nitrógeno, en ppm NO_3^- , del extracto; V_{EXT} es el volumen, en ml, de solución de KCl (0,5M) utilizada para la preparación del extracto (100 ml); PSH_{EXT} es el peso del suelo húmedo que se utilizó para la preparación del extracto, en g; y PSH_E y PSS_E son, respectivamente, los pesos húmedo y seco, en g, del suelo que se colocó a la estufa para la determinación del θ_g .

Finalmente, las $[N]_s$ se utilizaron para la determinación del CNS en cada una de las fechas de muestreo. Para ello se aplicó la ecuación [IV.18].

$$CNS = \sum_{i=1}^{i=n} ([N]_{s_i} \cdot D_{ap_i} \cdot p_i) \cdot 0,1 \quad [IV.18]$$

donde CNS es el contenido total de nitrógeno en el suelo, en kg N/ha; $[N]_s$ es la concentración, en ppm, de nitrógeno en el horizonte i ; D_{ap} es la densidad aparente del horizonte i , en g/cm^3 ; p es el espesor, en cm, del horizonte i ; y n es el número total de horizontes muestreados.

4.3.3.3. Cuantificación del nitrógeno mineralizado

Aparte del seguimiento del CNS en las repeticiones de los tratamientos experimentales, durante las campañas 2003 y 2004 también se preparó, en una zona de la parcela experimental, un pequeño ensayo para la determinación de la cantidad de nitrógeno mineralizado.

Se delimitó un área de 1,4 x 6 m en la parcela experimental que se designó como *C_BM* (ver [Figura IV 4](#)). En esta área se tomaron muestras de suelo aproximadamente cada mes o después de un suceso de lluvias fuertes. Se tomaron los datos necesarios para la ejecución del software LIXIM ([Mary et al., 1999](#)).

LIXIM permite calcular el nitrógeno mineralizado (N_{min}) y la lixiviación (N_{lix}) en suelos sin cultivo. Es un código funcional, basado en capas (caracterizadas por su volumen de agua máximo almacenable y su concentración de soluto) e intervalos de cálculo de 1 día. El flujo de agua y el transporte de solutos, homogéneamente mezclados con el agua, se realiza de una capa a la siguiente (más profunda) cuando se supera el contenido de agua almacenable en esa capa. Los datos de entrada son las cantidades de agua (*CAS*) y de nitrógeno (*CNS*) de muestras de suelo a distintas profundidades junto con datos climáticos estándar y parámetros característicos del suelo (D_{ap} , $\theta_g cc$ y $\theta_g pmp$). Las variaciones del N_{min} con la temperatura y el contenido de agua del suelo son tenidos en cuenta para el cálculo de “días normalizados” (D_n). El ajuste se realiza mediante una rutina de optimización de la evaporación del suelo y de la tasa de mineralización media (V_m) para conseguir el mejor ajuste entre los valores observados y simulados de los contenidos de agua y nitrógeno de todos los perfiles de suelo evaluados.

Concretamente, las muestras de suelo se analizaron para la determinación de agua y de nitrógeno del suelo en los horizontes 0 a 30 cm, 30 a 60 cm y 60 a 90 cm. El manejo de las muestras de suelo para la determinación de estos contenidos fue la misma que la descrita en los [apartados 4.3.1.3](#) y [4.3.3.2](#). Se tomaron, también, los registros automáticos de precipitación, evapotranspiración potencial y temperatura media del día de la estación climática próxima a la parcela experimental. Además se requirieron datos relativos del suelo como D_{ap} , el $\theta_g cc$ y el contenido gravimétrico a punto de marchitamiento permanente (-1.500 kPa) $\theta_g pmp$.

La aplicación del código LIXIM con los datos y resultados de campo disponibles de la campaña 2003 puso de manifiesto alguna deficiencia en la representatividad de los muestreos del suelo en *C_BM*. Por esta razón se cambió el número de puntos de muestreo de 2 (el año 2003) a 6 (el año 2004). Esta modificación se tradujo en una mayor representatividad de los *CAS* y los *CNS* obtenido de los análisis de las muestras de suelo. En consecuencia, se tuvo una mejor representación de la realidad observada por parte del código LIXIM.

4.3.3.4. Determinaciones agronómicas

Puesto que el riego y la fertilización nitrogenada en una parcela se realizan con la finalidad de conducir adecuadamente un cultivo, regularmente durante las campañas 2003 y 2004 se tomaron datos relativos al crecimiento y desarrollo del maíz con el fin de comprobar, objetivamente, su respuesta al manejo efectuado.

La adquisición de datos relativos al cultivo se realizó desde la siembra a la recolección. Se tomaron datos indicativos tanto del desarrollo del cultivo como de sus índices productivos al final de su ciclo. A continuación se detalla la relación de determinaciones agronómicas llevadas a cabo junto con el material que se precisó y la metodología seguida.

4.3.3.4.1. Densidad de plantación

El número de plantas desarrolladas por unidad de superficie es un dato que conviene determinarlo en campo una vez emergidas las plántulas de maíz. No es posible conocer la densidad real de plantación (D_{pl}) de un ensayo experimental sólo con la calibración que se

ha realizado de la sembradora neumática, ya que es posible tener problemas en la germinación de las semillas o en la emergencia de las plántulas de maíz.

Se determinó la D_{pl} en cada una de las 3 repeticiones de los 5 tratamientos experimentales cuando las plántulas estuvieron bien emergidas en las campañas 2003 y 2004. Para ello, se contabilizaron el número total de plantas de las hileras de maíz 4ª y 5ª de una longitud total de 20 m.

4.3.3.4.2. Grados-día acumulados y estadios vegetativos

Una de las características varietales en todos los cereales es la dinámica de desarrollo del cultivo en función de la integral térmica de temperaturas o grados-día que éste acumula. Para obtener esta característica de la variedad de maíz *Eleonora*[®], se calcularon, a partir de los datos climáticos de la estación meteorológica, los grados-día acumulados (*GDA*) y se relacionaron con los principales estadios vegetativos y reproductivos de desarrollo de las plantas observadas en el campo experimental.

Para el cálculo de los *GDA* se tomaron los datos de la estación climática *Mas Badià - La Tallada d'Empordà*. Se precisó de las temperaturas máxima y mínima diarias. El cálculo se realizó siguiendo la ecuación [IV.19].

$$GDA_n = \sum_{i=1}^{i=n} \left(\left(\frac{T^a \max_i + T^a \min_i}{2} \right) - T^a \text{base} \right) \quad \text{[IV.19]}$$

donde GDA_n son los grados-día acumulados transcurridos n días desde la siembra del maíz; $T^a \max$, $T^a \min$ y $T^a \text{base}$ son, respectivamente, la temperatura máxima diaria, la temperatura mínima diaria y la temperatura base de crecimiento del maíz que se fijó en 6 °C (Bloc *et al.*, 1983; Lorgeou y Waksman, 1997; AGPM, 2000). En el caso de obtenerse un valor negativo en una de las iteraciones i de la expresión anterior, el valor para esa iteración se tomó igual a cero.

Durante las campañas experimentales 2003 y 2004 se identificaron de los estadios vegetativos y reproductivos del cultivo de maíz en todos los tratamientos según las características descritas por Ritchie *et al.* (1993) y se relacionaron con los *GDA* calculados.

4.3.3.4.3. Índice de área foliar

Se tomaron medidas indirectas del índice de área foliar (*LAF*) durante la fase de crecimiento y desarrollo juvenil del cultivo. El *LAF* es un valor adimensional indicador de la superficie de hoja que hay por unidad de superficie de suelo. En la Tabla IV 7 se relacionan las fechas en que se tomaron las muestras de material vegetal para la determinación del *LAF*.

Tabla IV 7. Fecha y día juliano de las medidas del índice de área foliar (LAF) de las plantas de maíz en los tratamientos experimentales los años 2003 y 2004.

Año 2003	Año 2004
16/05 (136)	17/05 (138)
24/05 (144)	31/05 (152)
11/06 (162)	22/06 (174)
09/07 (190)	02/07 (184)
31/07 (212)	02/08 (215)

En cada fecha de muestreo del LAF se tomaron 4 plantas de la repetición MED de cada uno de los tratamientos experimentales. Las plantas se elegían al azar y en las filas 2ª y 3ª del cultivo. Seguidamente las plantas se transportaban al laboratorio de la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia donde se procedía a la determinación del LAF .

El cálculo del LAF , a pesar de existir métodos de medida (destructivos y no destructivos) más directos (Wilhelm *et al.*, 2000), se realizó siguiendo una de las metodologías que describen Daughtry y Hollinger (1984). Concretamente se utilizó un método indirecto mediante el cual el cálculo del área de cada hoja de una planta de maíz es estimado a partir del producto de la anchura máxima de la hoja, la longitud de la hoja (medidas individualmente y a mano) y una constante b . Esta constante b puede variar entre 0,65 y 0,80 según el tamaño de las hojas que se miden (Williams *et al.*, 1965; Kvet y Marshall, 1971) o según la variedad de maíz que se analiza (Kvet y Marshall, 1971; Hatfield *et al.*, 1976). El LAF de un tratamiento en una fecha de muestreo de determinó resolviendo la ecuación [IV.20].

$$LAF = \sum_{j=1}^{j=m} \sum_{i=1}^{i=n} (b_H \cdot L_{Hi} \cdot A_{Hi}) \cdot \left(\frac{D_{pl}}{pl \cdot 10^8} \right) \quad [IV.20]$$

donde LAF es el índice de área foliar de un tratamiento en una fecha de muestreo; b_H es una constante empírica y adimensional del método utilizado (se adoptó un valor igual a 0,75, según recomendaron Daughtry y Hollinger (1984)); L_{Hi} y A_{Hi} son, respectivamente, la longitud y la anchura máxima de la hoja i , en cm; pl es el número total de plantas tomadas del tratamiento; y D_{pl} es la densidad real de plantación, en plantas/ha.

4.3.3.4.4. Producción de biomasa vegetal y grano

La producción se midió a lo largo del ciclo vegetativo del maíz con la intención de conocer su evolución en función de las prácticas culturales efectuadas en los tratamientos experimentales. Al final del ciclo vegetativo, una vez alcanzada la madurez fisiológica del cultivo (R6) se midieron, aparte de la producción final, los componentes del rendimiento y el índice de cosecha.

Durante el desarrollo del cultivo

Entre los estadios del maíz V3 y R5 se realizaron 5 muestreos de material vegetal en cada uno de los años 2003 y 2004. Las fechas de muestreo coincidieron con las de los LAF

(Tabla IV 7). Se tomaron 4 plantas elegidas al azar de la 3ª hilera de cada una de las repeticiones de los tratamientos experimentales.

El procesado de las muestras se realizó siguiendo las instrucciones de [Dobermann y Walters \(2003\)](#) aunque el número de plantas fuera de 4 en vez de 12 como recomiendan estos autores. La elección de muestrear un número menor de plantas se tomó por la reducida capacidad de manejo de las muestras y la gran cantidad de ellas.

Existieron también diferencias en el procesado de las muestras de material vegetal entre los años de experimentación. En el año 2003, el material vegetal recién muestreado se trituraba con un picador de plantas de maíz en el laboratorio. De toda la muestra triturada se tomaba una fracción de ella para el secado en una estufa de ventilación forzada a 70 °C. Esta forma de proceder presentó la dificultad que la muestra triturada no se podía mezclar homogéneamente para obtener una fracción de ella que fuera representativa en cuanto a presencia relativa de, por ejemplo, tallos o hojas. Para solventar este problema se optó, para las muestras del año 2004, por elegir una planta completa al azar de las cuatro que componían la muestra y utilizarla como fracción de ella. De esta manera se dispuso de una fracción de la muestra para el secado con las proporciones de tallo, hoja, vainas, etc. del conjunto de ella. Los procedimientos seguidos durante los 5 primeros muestreos de material vegetal sirvieron para determinar la evolución en la acumulación de biomasa total (parte vegetativa+grano) y de biomasa del grano.

A pesar de las diferencias en el muestreo, las producciones de biomasa de la parte vegetativa y del grano se calcularon de forma similar en estos estadios. De la muestra de plantas capturadas en las repeticiones experimentales se separaba, en un primer momento, la parte vegetativa (tallo, hojas y vainas) de la mazorca. Las mazorcas se desgranaban separando el grano de la raspa o zuro. Las tres fracciones de material vegetal (parte vegetativa, raspa y grano) se procesaban de la misma forma: se pesaba el peso fresco de todo el material vegetal recogido en campo (ya separado del grano), se tomaba una fracción (muestra) de éste del cual, también, se pesaba su peso fresco. Posteriormente se ponían estas muestras en bandejas de aluminio y se secaban en una estufa de aire forzado a 70 °C hasta peso constante. Se pesaba la fracción de las muestras una vez secadas. Cuando se muestreaban plantas en estadios vegetativos, puesto que no había presencia de mazorcas en las plantas, sólo se calculaba la biomasa de la parte vegetativa de la planta.

El cálculo de la biomasa de los tallos y hojas de las plantas se hacía en base a la [ecuación \[IV.21\]](#).

$$BioV_{0\%} = \left(\frac{PFV_M \cdot PSV_{SM}}{PFV_{SM}} \right) \cdot \left(\frac{D_{pl}}{pl \cdot 10^6} \right) \quad [IV.21]$$

donde $BioV_{0\%}$ es la biomasa de la parte vegetativa del cultivo al 0% de humedad, en Mg/ha; PFV_M es el peso fresco de la muestra de la parte vegetativa, en g; PFV_{SM} y PSV_{SM} son, respectivamente, el peso fresco y seco de la submuestra de la parte vegetativa, en g; pl es el número total de plantas muestreadas; y D_{pl} es la densidad real de plantación de la repetición muestreada, en plantas/ha.

Para el caso de la raspa, se calculó su biomasa mediante la [ecuación \[IV.22\]](#).

$$BioR_{0\%} = \left(\frac{PFR_M \cdot PSR_{SM}}{PFR_{SM}} \right) \cdot \left(\frac{D_{pl}}{r \cdot pl \cdot 10^6} \right) \quad [IV.22]$$

donde $BioR_{0\%}$ es la biomasa de la raspa al 0% de humedad, en Mg/ha; PFR_M es el peso fresco total de las raspas muestreadas, en g; PFR_{SM} y PSR_{SM} son, respectivamente, el peso fresco y seco de la submuestra de raspas, en g; r el ratio de espigas (mazorcas) por planta; pl es el número total de plantas muestreadas; y D_{pl} es la densidad real de plantación, en plantas/ha.

Finalmente, la ecuación [IV.23] muestra como, de forma similar, también se calculó la biomasa de los granos en las repeticiones experimentales. En este caso el contenido de humedad residual de las submuestras secadas a 70 °C se considera del 3% (Dobermann y Walters, 2003).

$$BioG_{3\%} = \left(\frac{PFG_M \cdot PSG_{SM}}{PFG_{SM}} \right) \cdot \left(\frac{D_{pl}}{r \cdot pl \cdot 10^6} \right) \quad [IV.23]$$

donde $BioG_{3\%}$ es la biomasa del grano al 3% de humedad, en Mg/ha; PFG_M es el peso fresco total del grano, en g; r es el ratio de espigas por planta; pl es el número de plantas recogidas en el muestreo; PFG_{SM} y PSG_{SM} son, respectivamente, el peso fresco y seco de la submuestra de grano, en g; y D_{pl} es la densidad real de plantación, en plantas/ha.

Para la determinación de la biomasa total del cultivo en una fecha determinada fue necesario calcular la biomasa del grano con un contenido de humedad del 0%. Para ello, se utiliza la ecuación [IV.24] para calcular biomazas con un contenido de humedad actual (HR_{act}) a un nuevo contenido de humedad de referencia (HR_{ref}).

$$Bio_{HR_{ref}} = Bio_{HR_{act}} \left(\frac{100 - HR_{act}}{100 - HR_{ref}} \right) \quad [IV.24]$$

donde $Bio_{HR_{ref}}$ es la biomasa, en Mg/ha, con el nuevo contenido de humedad (HR_{ref}); y $Bio_{HR_{act}}$ es la biomasa, en Mg/ha, con el contenido actual de humedad (HR_{act}).

Así pues, el cálculo de la producción total de biomasa ($BioT_{0\%}$) en una fecha de muestreo para una repetición experimental se calculó con la ecuación [IV.25].

$$BioT_{0\%} = BioV_{0\%} + BioR_{0\%} + BioG_{0\%} \quad [IV.25]$$

Al final del ciclo cultural

Cuando el maíz alcanzó el estadio R6 se realizó, también, un muestreo para la determinación de la producción de biomasa, grano y los componentes del rendimiento en cada repetición de cada tratamiento.

En el año 2003 este muestreo se realizó el 26/08 (día juliano 238) y, en el año 2004, el 28/09 (día juliano 272). Se tomaron 6 plantas por repetición experimental el año 2003 para su procesado completo. En la campaña 2004 se tomaron, por un lado, 4 plantas para la determinación de la biomasa de la parte vegetativa. Por otro lado, para la determinación de la biomasa de grano y los componentes del rendimiento, se recolectaron manualmente

todas las mazorcas presentes en 5 m de longitud de la parte central de la hilera de maíz n° 2 en todas las repeticiones de la parcela experimental.

El aumento de la cantidad de mazorcas muestreadas el 2004 respecto el 2003 permitió conseguir una mayor representatividad en el cálculo de la producción final en grano por el cultivo. Las muestras obtenidas en el estadio R6 se procesaron siguiendo los procedimientos citados por [Dobermann y Walters \(2003\)](#). Se calculó la producción total de biomasa, la producción final de grano, el peso hectolítrico de los granos, el peso de 1000 granos, el número de granos por espiga, el número de granos por m² y el índice de cosecha.

Para la determinación de la producción de biomasa de la parte vegetativa, la raspa y el grano, en las muestras del final del ciclo cultural, se procedió de la misma manera que con las muestras obtenidas durante la fase de desarrollo del cultivo. En consecuencia, se aplicaron también las [ecuaciones \[IV.21\], \[IV.22\], \[IV.23\] y \[IV.25\]](#). Se calculó la producción final de biomasa de grano al 14% de humedad ($BioG_{14\%}$) aplicando la [ecuación \[IV.24\]](#). Además, se calcularon los componentes del rendimiento habituales en plantas de maíz.

En primer lugar se calculó el peso de 1000 granos al 14% de humedad ($PG_{1000G-14\%}$). Para ello inicialmente se contaron manualmente y pesaron 200 granos de la muestra fresca de granos obtenida de cada repetición experimental.

$$PG_{1000G-14\%} = \frac{PFG_{200G} \cdot PSG_{SM}}{PFG_{SM}} \cdot 5,64 \quad [IV.26]$$

donde $PG_{1000G-14\%}$ es el peso de 1000 granos de maíz al 14% de humedad, en g; PFG_{200G} es, en g, el peso fresco de los 200 granos contabilizados; y, finalmente, también en g, el PFG_{SM} y PSG_{SM} son, respectivamente, el peso fresco y el peso seco de la submuestra tomada de grano.

También se calculó un índice análogo al peso específico de los granos de maíz. Este índice es el peso hectolítrico que habitualmente también se referencia al 14% de humedad del grano ($PG_{HECT-14\%}$). Para su determinación se enrasó un recipiente de 0,5 l de capacidad con granos frescos de maíz y se pesó todo su contenido. Se calculó mediante la [ecuación \[IV.27\]](#).

$$PG_{HECT-14\%} = \frac{PFG_{0,5l} \cdot PSG_{SM}}{PFG_{SM}} \cdot 0,23 \quad [IV.27]$$

donde $PG_{HECT-14\%}$ es el peso hectolítrico de los granos referenciado al 14% de humedad, en kg/Hl; $PFG_{0,5l}$ es el peso fresco, en g, de los granos presentes en 0,5 l de volumen; y PFG_{SM} y PSG_{SM} son, respectivamente, el peso fresco y el peso seco de la submuestra de grano, en g.

Otro componente del rendimiento es el número de granos por espiga o mazorca (GE). Se calculó según indica la [ecuación \[IV.28\]](#).

$$GE = \frac{PFG_M \cdot PSG_{SM}}{PFG_{SM}} \cdot \frac{1,13}{r \cdot pl \cdot PG_{1000G-14\%}} \quad [IV.28]$$

donde GE es el número de granos por espiga; PFG_M es el peso fresco total de la muestra de granos, en g; PFG_{SM} y PSG_{SM} son, en g, el peso fresco y seco de la submuestra de granos respectivamente; r es el ratio espigas/planta de la muestra; pl es el número de plantas

muestreadas; y $PG_{1000G-14\%}$ es, en g, el peso de 1000 granos al 14% de humedad (ecuación [IV.26])

Finalmente, el último componente del rendimiento que se calculó fue el número de granos por metro cuadrado ($GM2$):

$$GM2 = \frac{GE \cdot r \cdot D_{pl}}{10^4} \quad [IV.29]$$

donde $GM2$ es el número de granos por metro cuadrado de superficie cultivada; GE es el número de granos por espiga (ecuación [IV.28]); D_{pl} es la densidad real de plantación, en plantas/ha; y r es el ratio espigas/planta observado durante el muestreo. En todas las repeticiones r fue igual a 1.

Después del cálculo de los componentes del rendimiento al final del ciclo cultural se calculó, por último, el índice de cosecha (IC) de cada repetición experimental muestreada. El IC es un cociente que indica la proporción de grano que contiene la biomasa total producida por el cultivo. Se calcula mediante la ecuación [IV.30].

$$IC = \frac{BioG_{0\%}}{BioV_{0\%} + BioR_{0\%} + BioG_{0\%}} \quad [IV.30]$$

donde IC es el índice de cosecha, en tanto por uno, y $BioV_{0\%}$, $BioR_{0\%}$ y $BioG_{0\%}$ son, respectivamente, las biomásas finales producidas de parte vegetativa, rassa y grano por el cultivo de maíz.

Extracciones de nitrógeno del cultivo

Las extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC) se obtuvieron en cada una de las fechas que se muestrearon plantas para la determinación de la biomasa de los años 2003 y 2004 (ver Tabla IV 7). Para su cálculo fue preciso disponer de las producciones de biomasa (parte vegetativa y grano) y de las concentraciones en nitrógeno del material vegetal muestreado.

Para la determinación de la concentración en nitrógeno de la parte vegetativa y el grano, se procesó la fracción de la muestra seca utilizada en las determinaciones de biomasa. Cada una de las muestras, antes de proceder al análisis de su contenido en nitrógeno, se trituró finamente (casi polvo) con un picador. Se realizó el análisis Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) para la determinación del contenido de nitrógeno total de las muestras analizadas. Los análisis se realizaron en los laboratorios del Departamento de Ingeniería Química, Agraria y Tecnología Agroalimentaria de la Universidad de Girona.

El cálculo de las extracciones de nitrógeno del grano (ENG), de las partes vegetativas (ENV) y total del cultivo (ENC) se realizó resolviendo, respectivamente, las ecuaciones [IV.31], [IV.32] y [IV.33].

$$ENG = [N]_G \cdot BioG_{0\%} \cdot 10^{-3} \quad [IV.31]$$

$$ENV = [N]_V \cdot (BioV_{0\%} + BioR_{0\%}) \cdot 10^{-3} \quad [IV.32]$$

$$ENC = ENG + ENV \quad [IV.33]$$

Donde ENG , ENV y ENC son, respectivamente, las extracciones de nitrógeno por parte del grano, las partes vegetativas (tallos, hojas vainas y raspa) y totales del cultivo, en kg N/ha; $[N]_G$ y $[N]_V$ son, respectivamente, las concentraciones de nitrógeno, en ppm, de las muestras de grano y partes vegetativas analizadas; y, $BioV_{0\%}$, $BioR_{0\%}$ y $BioG_{0\%}$ son las producciones, en Mg/ha, de biomasa de las partes vegetativas, las raspas y el grano referidas al 0% de humedad.

4.3.3.5. Balance de nitrógeno

Las medidas relativas al nitrógeno tomadas en la parcela experimental permitieron conocer, en momentos puntuales, las cantidades de nitrógeno presentes en las distintas partes del sistema suelo-planta. Sin embargo no se midió en ningún momento las cantidades de nitrógeno que salían del sistema citado. Particularmente no se midieron las pérdidas por percolación profunda (lixiviación), volatilización o desnitrificación del nitrógeno en el suelo. Con el objetivo de cuantificar las pérdidas de nitrógeno producidas en el sistema de estudio, especialmente las pérdidas por lixiviación, se realizó un balance de nitrógeno en cada una de las repeticiones experimentales ensayadas.

Como todo balance de masa, en este caso para el nitrógeno, se resolvió la siguiente expresión entre dos tiempos relativos de medida: el tiempo inicial y el tiempo final.

$$Variación = Entradas - Salidas \quad [IV.34]$$

considerando la *Variación* como:

$$Variación = CNS_{fn} - CNS_{ini} \quad [IV.35]$$

en que CNS_{fn} y CNS_{ini} son el contenido de nitrógeno en el suelo ($N-NO_3^-$), en kg N/ha, al tiempo final y al tiempo inicial del balance respectivamente. Se calcularon mediante la [ecuación \[IV.18\]](#).

Las *Entradas* de nitrógeno en el sistema de estudio entre el tiempo inicial y final del balance se cuantificaron con los parámetros que indica la [ecuación \[IV.36\]](#).

$$Entradas = N_{fert} + N_{min} + N_{riego} + N_{lluvia} \quad [IV.36]$$

siendo, N_{fert} : aporte total de nitrógeno aplicado con fertilizantes minerales, en kg N/ha.

N_{min} : cantidad total de nitrógeno mineralizado, en kg N/ha. Se calcula:

$$N_{min} = V_m \cdot \Delta D_n \quad [IV.37]$$

donde, V_m : tasa de mineralización media calculada con LIXIM ([apartado 4.3.3.3](#)).

ΔD_n : suma de días normalizados, calculados según proponen Mary *et al.* (1999), entre el tiempo inicial y final del balance.

N_{riego} : cantidad de nitrógeno aportada por el agua de riego, en kg N/ha. Se calcula:

$$N_{riego} = \Delta Z_{riego} \cdot [N]_{AR} \cdot 10^{-2} \quad \text{[IV.38]}$$

donde, ΔZ_{riego} : dosis aportada de agua de riego entre el tiempo inicial y final del balance, en mm.

$[N]_{AR}$: concentración en N-NO₃⁻ del agua de riego, en ppm. Se tomó el valor promedio 0,111 ppm N obtenido de distintos análisis realizados.

N_{lluvia} : cantidad de nitrógeno aportada por el agua de lluvia, en kg N/ha. Se calcula:

$$N_{lluvia} = \Delta P \cdot [N]_{LL} \cdot 10^{-2} \quad \text{[IV.39]}$$

en que, ΔP : precipitación total caída entre el tiempo inicial y final del balance, en mm.

$[N]_{LL}$: concentración, en ppm N-NO₃⁻, del agua de lluvia. Se tomó el valor promedio 0,752 ppm N obtenido de distintos análisis realizados.

Finalmente, se cuantificaron, mediante la [expresión \[IV.40\]](#), las *Salidas* de nitrógeno del sistema de estudio entre el tiempo inicial y final del balance.

$$Salidas = ENC_{f-i} + N_{vol} + N_{desnit} + N_{lix} \quad \text{[IV.40]}$$

siendo, ENC_{f-i} : diferencia de las extracciones de nitrógeno por parte del cultivo, en kg N/ha, entre el tiempo final y el tiempo inicial del balance. Se cuantifica con la siguiente expresión:

$$ENC_{f-i} = ENC_{fin} - ENC_{ini} \quad \text{[IV.41]}$$

en que, ENC_{fin} : extracciones de nitrógeno del cultivo en el tiempo final del balance, en kg N/ha.

ENC_{ini} : extracciones de nitrógeno del cultivo en el tiempo inicial del balance, en kg N/ha.

N_{vol} : cantidad de nitrógeno del suelo perdido por volatilización, en kg N/ha. Estimado a partir de los resultados de Sainz-Rozas *et al.* (2004)

N_{desnit} : cantidad de nitrógeno del suelo perdido por desnitrificación, en kgN/ha. Estimado a partir de los resultados de Sainz-Rozas *et al.* (2004) y Linzmeier *et al.* (2001).

N_{lix} : pérdidas de nitrógeno del sistema por lixiviación, en kg N/ha. Se cuantificaron estas pérdidas estableciendo este término como el que ajusta el balance. Así, se estimaron las pérdidas por lixiviación en las

repeticiones experimentales resolviendo la ecuación [IV.42] entre los tiempos iniciales y finales que se definieron según los casos.

$$N_{lix} = CNS_{ini} - CNS_{fin} + N_{fert} + N_{min} + N_{riego} + N_{lluvia} - ENC_{f-i} - N_{vol} - N_{desnit} \quad [IV.42]$$

De esta manera, los valores positivos de N_{lix} se interpretaron como pérdidas de nitrógeno del sistema suelo-planta por percolación profunda.

4.4. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGPM. 2000. *Besoins en degrés-jours des variétés de maïs. Reactualisation 2000.* Info n° 266. Association Générale des Producteurs de Maïs. Montardon.

Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D. y Smith, M. 1998. *Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements* [en línea]. Irrigation and Drainage paper n° 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Roma. Accesible en: [<http://www.fao.org/docrep/X0490E/x0490e00.htm#Contents>]. Fecha de consulta: 16/03/2011.

Álvarez-Benedí, J.; García-Sinovas, D. y Muñoz-Carpena, R. 2003. *Determinación de la conductividad hidráulica en suelos mediante un permeámetro de carga variable automatizado.* Innovación, 15(1), 7-16.

Clesceri, L.S.; Greenberg, A.E. y Eaton, A.D. (eds.). 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater.* American Public Health Association, American Water Works Association y Water Environment Federation. 20ª ed. Washington. 1220 pp.

Bloc, D.; Gay, J.-P. y Gouet, J.P. 1983. *Influence de la température sur le développement du maïs.* Bulletin OEPP n° 13, 163-169.

Bremner, J.M. y Mulvaney, C.S. 1982. *Nitrogen - total.* Dentro de: Page, A.L.; Miller, R.H. y Keeney, D.R. (eds.). *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.* ASA-SSSA. 2ª ed. Madison. 595-624.

Dane, J.H. y Hopmans, J.W. 2002. *Water retention and storage. Pressure plate extractor.* Dentro de: Dane, J.H. y Topp, G.C. (eds.). *Methods of soil analysis. Part 4.* SSSA, Inc. Madison. 688-690.

Daughtry, C.S.T. y Hollinger, S.E. 1984. *Costs of measuring leaf area index of corn.* LARS Technical Report n° 030784. Laboratory for Applications of Remote Sensing, NASA-Johnson Space Center. West Lafayette. 15 pp.

De Haro, J.M.; Vanderlinden, K.; Gómez, J.A. y Giráldez, J.V. 1998. *Medida de la conductividad hidráulica saturada del suelo mediante el infiltrómetro de Philip-Dunne.* Dentro de: González, A. y Romero, E. (eds.). *Progresos en la Investigación en la Zona no Saturada.* Universidad de Huelva. Huelva. 129-147.

Dobermann, A. y Walters, D.T. 2003. *Procedures for measuring dry matter, nutrient uptake, yield and components of yield in maize* [fuera de línea]. Department of Agronomy and Horticulture. University of Nebraska. Lincoln. Accesible en: [<http://soilfertility.unl.edu/Materials%20to%20include/Maize%20plant%20sampling.htm>]. Fecha de consulta: 03/08/2005.

Flint, A.L. y Flint, L.E. 2002a. *Particle density. Liquid displacement.* Dentro de: Dane, J.H. y Topp, G.C. (eds.). *Methods of soil analysis. Part 4. Physical Methods.* SSSA, Inc. Madison. 230.

Flint, L.E. y Flint, A.L. 2002b. *Porosity. Calculation from porosity and bulk densities.* Dentro de: Dane, J.H. y Topp, G.C. (eds.). *Methods of soil analysis. Part 4. Physical Methods.* SSSA, Inc. Madison. 242-243.

Gee, G.W. y Or, D. 2002. *Particle-size analysis. Pipette method.* Dentro de: Dane, J.H. y Topp, G.C. (eds.). *Methods of soil analysis. Part 4. Physical Methods.* SSSA, Inc. Madison. 272-278.

Griffin, G.; Jokela, W. y Ross, D. 1995. *Recommended soil nitrate-N tests.* Dentro de: Sims, J.Th. y Wolf, A. (eds.) *Recommended soil testing procedures for the Northeastern United*

States. Northeast Regional Bulletin n° 493. Agricultural Experiment Stations, University of Delaware. 2ª ed. Newark. 22-28.

Grossman, R.B. y Reinsch, T.G. 2002. *Bulk density and linear extensibility. Core method.* Dentro de: Dane, J.H y Topp, G.C. (eds.). *Methods of soil analysis. Part 4. Physical Methods.* SSSA, Inc. Madison. 207-211.

Hatfield, J.L.; Stanley, C.D. y Carlson, R.E. 1976. *Evaluation of an electronic foliometer to measure leaf area in corn and soybeans.* *Agronomy Journal*, 68, 434-436.

Keeney, D.R. y Nelson, D.W. 1982. *Nitrogen – inorganic forms.* Dentro de: Page, A.L.; Miller, R.H. y Keeney, D.R. (eds.). *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.* ASA-SSSA. 2ª ed. Madison. 643-698.

Kvet, J. y Marshall, J.K. 1971. *Assessment of leaf area and other assimilating plant surfaces.* Dentro de: Sestak, Z.; Catsky, J. y Jarvis, P.G. (eds.) *Plant photosynthetic production: manual of methods.* Dr. W. Junk. The Hague. 517-574.

Linzmeier, W.; Guster, R. y Schmidhalter, U. 2001. *Nitrous oxide emission from soil and from a nitrogen-15-labelled fertilizer with the new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP).* *Biology and Fertility of Soils*, 34, 103-108.

Lorgeou, J. y Waksman, G. 1997. *SLAM, an information service for maize growers to help choice of hybrids and follow-up of their development.* Dentro de: Kure, H.; Thysen, I y Kristensen, A.R. (eds.) *Proceedings of First European Conference for Information Technology in Agriculture.* The Royal Veterinary and Agricultural University. Copenhagen. 343-346.

Margarit, J.; Muñoz, P; Usón, A.; Boixadera, J. y Llop, J.M. 1993. *Mapa de sòls detallat (E: 1/25.000) del marge esquerra del Baix Ter (Alt i Baix Empordà)* [borrador]. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca (DARP). Generalitat de Catalunya. Barcelona.

Martínez-Cob, A.; Faci, J. M. y Bercero, A. 1998. *Evapotranspiración y necesidades de riego de los principales cultivos en las comarcas de Aragón.* Institución Fernando el Católico. Zaragoza. 223 pp.

Martínez-Gil, F.J. 1972. *Estudio hidrogeológico del Bajo Ampurdán (Gerona).* Tesis Doctoral. IGME. Madrid. Tomo 84, vol. 2. 293 pp.

Mary, B.; Beaudoin, N.; Justes, E. y Machet, J.M. 1999. *Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model.* *European Journal of Soil Science*, 50, 549-566.

Mas, J.; Pallí, Ll. y Bach, J. 1989. *Geologia del Baix Empordà.* Publicaciones del Institut d'Estudis del Baix Empordà, vol. 11. 56 pp.

Montaner, J.; Solà, J. y Teixidor, N. 1995a. *La captación de aguas subterráneas en el Bajo Ter (Bajo Ampurdán): efectos sobre el medio acuífero y la calidad agronómica del agua de riego.* *Tecnología del Agua*, 135, 46-50.

Montaner, J.; Solà, J.; Mas, J y Pallí, Ll. 1995b. *Aportació al coneixement de l'evolució recent de la plana del Baix Ter (Baix Empordà, Girona).* Publicaciones del Institut d'Estudis del Baix Empordà, vol 14. 9 pp.

Montaner, J.; Solà, J.; Mas, J.; Teixidor, N. y Boixadera, J. 1996. *Diagnóstico hidrogeológico sintético de los acuíferos aluviales del Baix Ter y Baix Fluvià.* Jornadas sobre las aguas subterráneas de las cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su papel en la planificación hidrogeológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos - Grupo Español (AIH - GE). Lleida. 429-435.

- Montaner, J.; Solà, J. y Mas, J.** 1999. *El relleno pleistoceno y holoceno de la llanura aluvial del río Daró (Baix Empordà, Girona)*. Actas de la X Reunión Nacional del Cuaternario. Girona. 28-30.
- Montaner, J. y Solà, J.** 2004. *Reconstrucció d'estadis paleogeogràfics recents a la plana del Baix Ter*. Dentro de: Ajuntament de Torroella de Montgrí (ed.) Aiguamolls del Baix Ter. Papers del Montgrí. Edición especial. LIFE 99 NAT/E/006386 Unión Europea. 8-26.
- MOPU.** 1970. *Estudio de los recursos hidráulicos totales del Pirineo Oriental. REPO (zona Norte)*. Ter. DGOH, Servicio Geológico de Obras Públicas, Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. Barcelona. 76 pp.
- Muñoz-Carpena, R. y Álvarez-Benedí, J.** 2002. *PDunne program* [en línea]. University of Florida. Departmen of Agricultural & Biological Engineering. Gainesville. Accesible en: [http://abe.ufl.edu/carpena/software/pdunne.shtml]. Fecha de consulta: 17/03/2011.
- Muñoz-Carpena, R.; Regalado, C.M.; Álvarez-Benedí, J. y Bartoli F.** 2002. *Field evaluation of the new Philip-Dunne permeameter for measuring saturated hydraulic conductivity*. Soil Science, 167 (1), 9-24.
- Porta, J.; López-Acevedo, M. y Rodríguez, R.** 1986. *Técnicas y experimentos en edafología*. Col·legi Oficial d'Enginyers Agrònoms de Catalunya. 2ª ed. Lleida. 283 pp.
- Porta, J.; López-Acevedo, M. y Roquero, C.** 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi-Prensa. 3ª ed. Madrid. 929 pp.
- Ritchie, S.W.; Hanway, J.J. y Benson, G.O.** 1993. *How a corn plant develops* [fuera de línea]. Special Report nº 48. Iowa State University of Science and Tecnology. Cooperative Extension Service. Ames. Accesible en: [http://maize.agron.iastate.edu/corntitle.html]. Fecha de consulta: 13/07/2005.
- Sainz-Rozas, H.R.; Echeverría, H.E. y Barbieri, P.A.** 2004. *Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize*. Agronomy Journal, 96, 1622-1631.
- Salvia, J.; López, A.; Capellades, G.; Betsebé, J.A. y Serra, J.** 2008. *Varietats de blat de moro per a la campanya 2008*. Dentro de: Departament d'Agricultura, Alimentació i Acció Rural (ed.). Dossier tècnic 27. Novetats en el conreu de panís. Barcelona. 3-14.
- Saxton, K.E.; Rawls, W.J.; Romberger, J.S. y Papendick, R.I.** 1986. *Estimating generalized soil-water characteristics from texture*. Soil Science Society of America Journal, 50(4), 1031-1036.
- Saxton, K.E. y Rawls, W.** 2006. *Soil water characteristic estimates by textura and organic matter for hydrologic solutions*. Soil Science Society of America Journal, 70, 1569-1578.
- Saxton, K.E. y Rawls, W.** 2007. *Soil Water Characteristics. Hydraulic properties calculator* [en línea]. Washington State University. Department of Agriculture. Washington DC. Accesible en: [http://hydrolab.arsusda.gov/soilwater/Index.htm]. Fecha de consulta: 17/03/2011.
- Serra, J.; Salvia, J. y López, A.** 2002. *Varietats de blat de moro per a gra. Resultats de l'any 2001 i recomanacions per a la campanya 2002*. Jornada tècnica sobre blat de moro, campanya 2002. IRTA-Mas Badia y Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca (DARP). La Tallada d'Empordà. 4 de Septiembre.
- Serra, J.; López, A.; Capellades, G.; Salvadó, A. y Betsebé, J.A.** 2010. *Noves varietats de blat de moro (Zea mays L.) per a gra a Catalunya. Resultats 2009 i recomanacions de sembra per la campanya 2010*. Dentro de: Departament d'Agricultura, Alimentació i Acció Rural (ed.). Dossier tècnic 41. El conreu del panís. Varietats, plagues i malalties. Barcelona. 9-22.

- SGC.** 1994. *Mapa geològic de Catalunya (E: 1/25.000). Torroella de Montgrí, 296-2-2.* Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC). Barcelona.
- SPSS.** 2004. *Statistical package for the social sciences.* Version 13.0. SPSS Inc. Chicago.
- SSS (Soil Survey Staff).** 1998. *Keys to soil taxonomy.* USDA-NRCS. 8^a ed. Washington DC. 326 pp.
- van Genuchten, M.Th.; Leij, F.J. y Yates, S.R.** 1991. *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils, version 1.0.* EPA Report n° 600/2-91/065. U.S. Salinity Laboratory. USDA-ARS. Riverside. 85 pp.
- Vereecken, H.; Maes, J. y Feyen, J.** 1990. *Estimating unsaturated hydraulic conductivity from easily measured soil properties.* Soil Science, 149(1), 1-12.
- Vereecken, H.; Maes, J.; Feyen, J. y Darius, P.** 1989. *Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density, and carbon content.* Soil Science, 148(6), 389-403.
- Walker, W.R. y Skogerboe, G.V.** 1987. *Surface irrigation. Theory and practice.* Penitence-Hall Inc. New Jersey. 386 pp.
- Wilhelm, W.W.; Ruwe, K. y Schlemmer, M.R.** 2000. *Comparison of three leaf area index meters in a corn canopy.* Crop Science, 40, 1179-1183.
- Williams, W.A.; Loomis, R.S. y Lepley, C.R.** 1965. *Vegetative growth of corn as affected by population density.* Crop Science, 5, 211-215.

CAPÍTULO V.

COMPORTAMIENTO Y SIMULACIÓN DEL RIEGO POR SUPERFICIE EN SURCOS

ÍNDICE del CAPÍTULO V

5.1. INTRODUCCIÓN.....	181
5.2. OBJETIVOS	182
5.3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	183
5.3.1. OBSERVACIÓN DE LOS EVENTOS DE RIEGO.....	183
5.3.2. SIMULACIÓN DE LOS EVENTOS DE RIEGO.....	184
5.3.3. DOSIS DE AGUA INFILTRADAS EN LOS EVENTOS DE RIEGO.....	186
5.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. ANÁLISIS DE LAS VARIABLES DEL RIEGO POR SUPERFICIE	188
5.4.1. CAUDAL DE RIEGO	188
5.4.2. TIEMPO DE CORTE.....	190
5.4.3. DOSIS DE AGUA INFILTRADA PONDERADA.....	192
5.4.4. FASE DE AVANCE Y RECESO DE LA LÁMINA DE AGUA	194
5.4.5. FORMA DEL SURCO	203
5.4.5.1. Medida y evolución.....	203
5.4.5.2. Ajuste a funciones matemáticas	211
5.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. SIMULACIÓN DEL RIEGO POR SUPERFICIE EN SURCOS	215
5.5.1. DETERMINACIÓN DE LA FUNCIÓN DE INFILTRACIÓN	215
5.5.2. SIMULACIÓN DEL RIEGO OBSERVADO.....	218
5.5.2.1. Tiempo de avance al final de la parcela.....	218
5.5.2.2. Dosis de agua infiltradas	219
5.5.2.3. Análisis de sensibilidad.....	222
5.5.3. ELECCIÓN DEL CÓDIGO DE SIMULACIÓN.....	225
5.5.4. CÁLCULO DE LAS DOSIS DE AGUA INFILTRADAS EN LA PARCELA EXPERIMENTAL.....	228
5.6. CONCLUSIONES.....	231
5.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	235

ÍNDICE de TABLAS

Tabla V 1. Datos de entrada requeridos para el cálculo de la función de infiltración mediante los programas RAIEOPT y EVASUP2.....	185
Tabla V 2. Datos de entrada requeridos para la ejecución de los códigos de simulación SIMRAIE y SIRMOD.....	186
Tabla V 3. Caudal medio en la entrada de los surcos n° 4, en l/s, de los módulos de riego para cada uno de los riegos realizados el año 2003. Número de surcos simultáneos de riego en cada módulo: 10. Se indica también la media de los riegos y su coeficiente de variación ($CV(Q_{ent})$). Letras distintas en la media del riego indican diferencias significativas ($P<0,05$) por el Test de Duncan.	188
Tabla V 4. Caudal medio de entrada en los surcos, en l/s, de los módulos de riego para cada uno de los riegos realizados el año 2004. Entre paréntesis se indica el número de surcos simultáneos de riego de cada medida. Se indica también la media de los riegos y su coeficiente de variación ($CV(Q_{ent})$). Letras distintas en la media del riego indican diferencias significativas ($P<0,05$) por el Test de Duncan.	189
Tabla V 5. Caudales medios, en l/s, medidos en cada uno de los surcos, para cada módulo, durante el riego 5 de la campaña 2004.....	190
Tabla V 6. Tiempo de corte, en minutos, en cada uno de los módulos de cada riego realizado en la parcela experimental el año 2003. Se indica la media de los riegos y la media de los módulos de riego. Letras distintas en la media del riego indican diferencias significativas calculadas por el Test de Duncan ($P<0,05$).	191
Tabla V 7. Tiempo de corte, en minutos, en cada uno de los módulos de cada riego realizado en la parcela experimental el año 2004. Se indica la media de los riegos y la media de los módulos de riego. Letras distintas en la media del riego indican diferencias significativas calculadas por el Test de Duncan ($P<0,05$).	191
Tabla V 8. Dosis de agua infiltrada ponderada ($Z_{inf\ pond}$), en mm, en cada módulo de riego y para cada riego realizado durante la campaña 2003. Letras distintas indican diferencias significativas, con un nivel de significación del 5%, por el Test de Duncan.....	192
Tabla V 9. Dosis de agua infiltrada ponderada ($Z_{inf\ pond}$), en mm, en cada módulo de riego y para cada riego efectuado la campaña 2004. Letras distintas indican diferencias significativas, con un nivel de significación del 5%, por el Test de Duncan.....	192
Tabla V 10. Balances hídricos, en mm, y eficiencia global de aplicación (EA_{global}) en la parcela experimental durante el ciclo cultural y el período de riegos de los años 2003, 2004 y la media de la serie temporal 1989-2004.....	193
Tabla V 11. Funciones de ajuste a una función de tipo lineal y coeficientes de determinación entre los tiempos de avance de la lámina de agua a la mitad del surco ($t_{x=0,5L}$) y al final de éste ($t_{x=L}$).	201
Tabla V 12. Índices de la función matemática de tipo potencial, $y = a \cdot x^b$, en cm, para el ajuste de la forma del surco en las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) en los momentos más significativos (antes del riego 1 y después del riego 1 y 5) de las campañas de riegos 2003 y 2004.....	214
Tabla V 13. Valores medios calculados de los parámetros B , en l/m, C_s , en l/m·min, y ρ de la función de infiltración de Horton calculados con RAIEOPT y los parámetros k , en mm/min ^a , y a de la función de infiltración de Kostiakov simple calculados con EVASUP2. Datos de la campaña de riegos 2004.	217

Tabla V 14. Índices estadísticos de comportamiento de los modelos SIMRAIE y SIRMOD para la predicción del tiempo de avance al final de la parcela ($t_{x=L}$), en minutos, en los eventos de riego del año 2004.....	219
Tabla V 15. Índices estadísticos de comportamiento de los modelos SIMRAIE y SIRMOD y los valores calculados de dosis de agua infiltrada ponderada ($Z_{inf\ pond}$) para la predicción de las dosis de agua infiltradas, en milímetros, en los eventos de riego del año 2004.....	221
Tabla V 16. Valores óptimos de las variables independientes y dependientes del riego de referencia para el análisis de sensibilidad de los códigos SIMRAIE y SIRMOD.....	222
Tabla V 17. Valores medios del riego 1 y los riegos 2 a 5 de la conductividad hidráulica saturada (K_s), en cm/h, y la longitud capilar (λ_c), en cm, obtenidos a partir de los parámetros de la función de infiltración de Horton calculados en cada uno de los surcos de riego de la campaña 2004. Comparación con los valores obtenidos de otras fuentes...	227
Tabla V 18. Dosis de agua infiltrada ponderada ($Z_{inf\ pond}$), en mm, en cada tratamiento experimental realizado durante la campaña de riegos 2003.	228
Tabla V 19. Dosis de agua infiltrada (Z_{inf}), en mm, en el centro de cada parcela elemental (INI , MED y FIN) de cada tratamiento experimental realizado durante la campaña de riegos 2004. Valores simulados con el código SIMRAIE.	229

ÍNDICE de FIGURAS

Figura V 1. Fases de avance de la lámina de agua de cada módulo de riego en cada uno de los riegos realizados durante el año 2003. El último gráfico indica las curvas de avance medias de cada riego.....	195
Figura V 2. Fases de avance de la lámina de agua de cada módulo de riego en cada uno de los riegos realizados durante el año 2004. El último gráfico indica las curvas de avance medias de cada riego.....	196
Figura V 3. Coeficiente de variación de los tiempos de avance ($CV(t_{av})$) de los surcos de cada riego efectuado en la parcela experimental durante las campañas 2003 y 2004.....	197
Figura V 4. Relación y coeficientes de determinación de ajustes potenciales entre el caudal de entrada (Q_{ent}), en l/s, y el tiempo de llegada al final del surco ($t_{x=L}$), en minutos, de la campaña de riegos 2004. (a) Valores medios de los módulos para los riegos 1 y 2 a 5 y (b) valores individuales de cada uno de los surcos del riego 5.....	198
Figura V 5. Tiempo estandarizado (t^*) de llegada de la lámina de agua al final de cada surco de riego. Datos de cada módulo de la campaña de riegos 2004.....	199
Figura V 6. Compactación de los surcos de riego nº 1, 3, 5 y 7 por el paso de las ruedas del tractor durante las tareas de (a) siembra y (b) formación de surcos de la campaña de riegos 2004.....	200
Figura V 7. Correlación entre el tiempo de avance a la mitad de la longitud total del surco ($t_{x=0,5L}$) y el tiempo de avance al final del surco ($t_{x=L}$) en cada uno de los riegos de las campañas 2003 y 2004.....	201
Figura V 8. Curvas medias de avance, de receso y tiempos de corte (t_w) de los riegos efectuados durante las campañas 2003 y 2004.....	202
Figura V 9. (a) Tiempo de almacenaje y (b) fase de receso, ambos en minutos, en cada uno de los surcos del módulo 3 del riego 4 de la campaña de riegos 2004.....	202
Figura V 10. Lecturas de la forma del surco en los 5 módulos de riego, para cada momento de medida (antes del riego 1 a después del riego 5) y en cada estación de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) realizadas durante la campaña de riegos 2003.....	204
Figura V 11. Lecturas de la forma del surco en los 5 módulos de riego, para cada momento de medida (antes del riego 1 a después del riego 5) y en cada estación de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) realizadas durante la campaña de riegos 2004.....	206
Figura V 12. Diferencias absolutas (DA), en metros, de la forma del surco en las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) respecto a la forma del surco anterior al riego 1 para (a) el año 2003 y (b) el año 2004.....	207
Figura V 13. Diferencias absolutas (DA), en metros, de la forma del surco en las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) respecto a la forma del surco anterior a cada uno de los 5 riegos efectuados durante (a) el año 2003 y (b) el año 2004.....	208
Figura V 14. Variación del perfil transversal del surco de riego en cada una de las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) en los momentos más significativos (antes del riego 1 y después de los riegos 1 y 5) de las campañas de riego 2003 y 2004.....	209
Figura V 15. Valores medios de los 5 módulos de riego de la geometría del surco junto con la variación de las alturas relativas de su base en cada una de las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) en tres momentos distintos (antes del riego 1 y después de los riegos 1 y 5) de la campaña de riegos 2004.....	209

- Figura V 16. Diferencias absolutas (DA), en metros, de la forma del surco entre cada una de las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) en cada uno de los eventos de riego (a) del año 2003 y (b) del año 2004. 210
- Figura V 17. Variación del perfil transversal del surco de riego en cada una de las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) en los momentos más significativos (antes del riego 1 y después del riego 1 y 5) de las campañas de riegos 2003 y 2004. 211
- Figura V 18. Tipos de funciones matemáticas utilizadas para el ajuste de las formas del surco medidas en la parcela experimental. 212
- Figura V 19. Raíz del error cuadrático medio ($RMSE$), en milímetros, de los ajustes potencial, polinomial, triangular y trapezoidal a las formas del surco medidas en cada una de las estaciones ($x = 0, 40$ y 90 m) en seis momentos diferentes (antes del riego 1 y después de los 5 riegos) de las campañas de riego 2003 y 2004. 213
- Figura V 20. Funciones de infiltración calculadas con los programas RAIEOPT y EVASUP2 a partir de los datos de la campaña 2004 del surco n° 4 de cada módulo de riego. 215
- Figura V 21. Funciones medias de infiltración calculadas con los códigos RAIEOPT y EVASUP2 de los riegos de la campaña 2004. 217
- Figura V 22. Tiempos de avance ($t_{x=L}$), en minutos, simulados con los códigos SIMRAIE y SIRMOD frente a los tiempos de avance observados en el surco n° 4 durante la campaña de riegos 2004. La línea recta indica correspondencia 1:1 entre valores. 218
- Figura V 23. Dosis de agua infiltradas (Z_{inf}), en milímetros, simulados con los códigos SIMRAIE y SIRMOD y estimados a partir de la ecuación [IV.10] ($Z_{inf\ pond}$) frente a las dosis de agua infiltradas observadas ($Z_{inf\ obs}$) en el surco n° 4 durante la campaña de riegos 2004. La línea recta indica correspondencia 1:1 entre valores. 220
- Figura V 24. Análisis de sensibilidad de las variables de entrada a los modelos SIMRAIE y SIRMOD respecto al tiempo de avance al final de la parcela ($t_{x=L}$). 223
- Figura V 25. Análisis de sensibilidad de las variables de entrada a los modelos SIMRAIE y SIRMOD respecto la eficiencia de aplicación del agua de riego (EA). 224
- Figura V 26. Tiempos de avance de la lámina de agua, en minutos, y dosis de agua infiltrada, en milímetros, al final del surco ($x = L$). Datos simulados con SIRMOD del surco n° 4 del módulo 1 con los parámetros de la forma del surco en $x = 0, 40$ y 90 m después del riego 1 de la campaña de riegos 2004. 226

NOTACIÓN

a	exponente función infiltración de Kostiakov	<i>adimensional</i>	-
A_R	pendiente de una recta	<i>adimensional</i>	-
B	parámetro función infiltración de Horton	L^3/L	l/m
B_R	intercepción de una recta	-	-
C_s	parámetro función infiltración de Horton	$L^3/L \cdot T$	l/m · min
$CV(Q_{ent})$	coeficiente de variación de los caudales de entrada	<i>adimensional</i>	%
$CV(t_{av})$	coeficiente de variación de los tiempos de avance	<i>adimensional</i>	%
DA	diferencia absoluta	L	m
d	índice de concordancia	<i>adimensional</i>	-
EA	eficiencia de aplicación	<i>adimensional</i>	%
EA_{global}	eficiencia de aplicación global	<i>adimensional</i>	%
EF	eficiencia del modelo	<i>adimensional</i>	-
ET_c	evapotranspiración del cultivo	L/T	mm/día
H_{agua}	altura de la lámina de agua en la estación de medida	L	m
k_e	constante función infiltración de Kostiakov	L/T^a	mm/min ^a
K_s	conductividad hidráulica saturada del suelo	L/T	cm/h
L	longitud total del surco de riego	L	m
MD	desviación media	-	-
n	coeficiente de rugosidad de Manning	<i>adimensional</i>	-
N_s	número de surcos simultáneos de riego	<i>ud.</i>	surco
P	precipitación	L	mm
Q_{ent}	caudal de entrada en el surco de riego	L^3/T	l/s
$Q_{ent\ med}$	caudal de entrada medido en el módulo de riego	L^3/T	l/s
rMD	desviación media relativa de un modelo	<i>adimensional</i>	%
$rRMSE$	raíz del error cuadrático medio relativo	<i>adimensional</i>	%
$rRMSE_s$	raíz del error cuadrático medio sistemático relativo	<i>adimensional</i>	-
$rRMSE_u$	raíz del err. cuadrático medio no sistemático relativo	<i>adimensional</i>	-
$RMSE$	raíz del error cuadrático medio	-	-
$RMSE_s$	raíz del error cuadrático medio sistemático	-	-
$RMSE_u$	raíz del error cuadrático medio no sistemático	-	-
R^2	coeficiente de determinación	<i>adimensional</i>	-
sp	desv. estándar valores predichos de un modelo	-	-
S_o	pendiente longitudinal del surco	L/L	m/m
S_s	separación entre surcos	L	m
t	tiempo	T	min
t_{av}	tiempo de avance de lámina de agua	T	min
t_{co}	tiempo de corte del riego	T	min
t_{rec}	tiempo de receso	T	min
$t_{x=L}$	tiempo de avance hasta $x = L$	T	min
$t_{x=0,5L}$	tiempo de avance hasta $x = 0,5 \cdot L$	T	min
t^*	tiempo estandarizado de avance, ecuación [V.2]	<i>adimensional</i>	-
t_1	tiempo de avance de la lámina de agua a $x = 50$ m	T	min
t_2	tiempo de avance de la lámina de agua a $x = 100$ m	T	min
V_{ap}	volumen de agua aportado en un surco	L^3	m ³
x	distancia a la cabecera del surco	L	m
y	altura de agua en el surco	L	m
z	distancia al centro del surco	L	m
$Z_{inf\ obs}$	dosis de agua infiltrada observada del riego	L	mm
$Z_{inf\ pond}$	dosis de agua infiltrada ponderada del riego	L	mm
Z_{inf}	dosis de agua infiltrada	L	mm
Z_{req}	dosis de agua requerida	L	mm

γ_1 y γ_2	parámetros de forma del surco, ecuación [III.64]	<i>adimensional</i>	-
θ_v	contenido volumétrico de agua en el suelo	L^3/L^3	cm^3/cm^3
θ_v ini	contenido volumétrico de agua antes del riego	L^3/L^3	cm^3/cm^3
θ_v sat	contenido volumétrico de agua a saturación	L^3/L^3	cm^3/cm^3
λ_c	longitud capilar	L	cm
ξ	tortuosidad	<i>adimensional</i>	-
ξ_i	valor variable depend. en perturbación i , ec. [III.88]	-	-
ξ_{opt}	valor óptimo variable dependiente, ecuación [III.88]	-	-
ρ	parámetro función infiltración de Horton	<i>adimensional</i>	-
ρ_1 y ρ_2	parámetros de forma del surco, ecuación [III.65]	<i>adimensional</i>	-
σ_1 y σ_2	parámetros de forma del surco, ecuación [III.63]	<i>adimensional</i>	-
τ	tiempo de contacto o de oportunidad	T	min
χ	parámetro empírico de flexibilidad, ecuación [III.56]	<i>adimensional</i>	-
χ_i	valor variable indep. en perturbación i , ec. [III.87]	-	-
χ_{opt}	valor óptimo variable independiente, ec. [III.87]	-	-

5.1. INTRODUCCIÓN

El riego superficial es un fenómeno físico ligado principalmente a las características y propiedades físicas del suelo. El proceso de avance-infiltración del agua en un suelo es, por tanto, un fenómeno cuyo comportamiento responde muy directamente a las propiedades del medio físico (suelo) por donde fluye el agua. Puesto que la relación es dependiente y muy directa, las propiedades del suelo se pueden inferir a partir de la observación del comportamiento del proceso de avance-infiltración del agua en un suelo.

Lo expuesto en el párrafo anterior es el fundamento del trabajo que se desarrolla en este [Capítulo V](#). En el presente capítulo se procesan los datos del suelo y de riego tomados durante las experiencias de riego por superficie durante las campañas de riego 2003 y 2004.

Por un lado, se describe y caracteriza la variación de las principales variables que afectan al comportamiento del riego. Estas variables incluyen aspectos propios de diseño de riego por superficie (longitud de los surcos, caudales de riego o tiempos de corte, forma del surco), propiedades físicas del suelo (conductividad hidráulica, longitud capilar) y variables del comportamiento del riego producto de la interacción de las variables anteriores (fases de avance y de receso, dosis de agua infiltradas e índices de eficiencia de riego).

Por otro lado, y a partir de los datos anteriores, se pretende evaluar herramientas actualmente disponibles de simulación que permitan estimar, con un alto grado de fiabilidad, variables como la función de infiltración media que gobierna el proceso de avance-infiltración en un surco de riego o como el propio comportamiento del riego (fases de avance, de receso y dosis de agua infiltrada). Para ello, se evalúan modelos de simulación de riego por superficie en surcos basados en diferentes ecuaciones y procesos de resolución matemática.

En resumen, fruto de la interrelación existente entre propiedades físicas del suelo, las variables de manejo del riego en surcos y el comportamiento final de éste se persigue, en base al conocimiento detallado de todas estas variables, disponer de patrones de comportamiento, herramientas o métodos deductivos que permitan estimar las dosis de agua infiltradas a lo largo de un surco de riego, puesto que esta variable es la más determinante a la hora de evaluar la calidad del riego.

5.2. OBJETIVOS

Los objetivos de este capítulo se estructuran en los siguientes bloques:

- I. Conocer la variación de las principales variables que influyen en el comportamiento del riego por superficie en surcos durante toda una campaña de riego. Estas variables son:
 - los caudales en los surcos de riego,
 - los tiempos de corte del riego,
 - las dosis de agua infiltradas en cada riego,
 - los índices de eficiencia del riego,
 - las fases de avance y receso del riego y
 - la forma del surco de riego.

- II. Elegir una metodología de cálculo para ⁽¹⁾ la determinación de la función de infiltración y ⁽²⁾ la simulación del riego a lo largo de un surco cerrado entre
 - los códigos RAIEOPT y EVASUP2 para el cálculo de la función de infiltración y
 - los códigos SIMRAIE y SIRMOD para la simulación de eventos de riego.

- III. A partir de los códigos anteriores, calcular la variación de las dosis de agua infiltradas en los tratamientos experimentales durante las campañas de riego 2003 y 2004.

5.3. MATERIAL Y MÉTODOS

La experiencia realizada en riego por superficie en surcos cerrados se describe en el apartado 4.2.1.2 junto con la Figura IV 3. Los datos utilizados para la elaboración de los resultados del presente capítulo se obtuvieron de las campañas 2003 y 2004. En cada una de estas campañas el riego se realizó en 5 módulos (o repeticiones) distintos. Cada módulo de riego se dividió en tres parcelas elementales (*INI*, *MED* y *FIN*) y se regaron mediante 8 surcos de riego. El manejo del riego en cada uno de los módulos de riego fue el mismo. Las medidas realizadas en cada evento de riego se describen en el apartado 4.2.1.2.

5.3.1. OBSERVACIÓN DE LOS EVENTOS DE RIEGO

Algunos de los resultados presentados se expresan con índices estadísticos como la media y el coeficiente de varianza. Cuando se comparan medias se realiza el análisis de la varianza (ANOVA) y el test de separación de medias (Test de Duncan, $P < 0,05$) mediante el software SPSS v.13 (SPSS, 2004).

A continuación se describen las principales consideraciones tomadas para el cálculo o medida de las principales variables de los riegos efectuados.

Caudal de riego

El caudal de riego se midió en la cabecera de los surcos. La forma de medirlo fue distinta durante los años de experimentación 2003 y 2004 (ver apartado 4.3.2.1) aunque, en ambos años, se consideró que el caudal era el mismo en cada uno de los surcos de los módulos de riego.

Dosis de agua infiltrada ponderada

Las dosis de agua infiltrada ponderada ($Z_{inf\ ponderada}$) de un riego es la altura de agua infiltrada para un módulo concreto de riego si consideráramos que todo el volumen de agua aportado (V_{ap}) se distribuye uniformemente de la cabecera al final del surco. Se calcula mediante la ecuación [IV.10]. Para el cálculo del V_{ap} se toma el Q_{ent} de los módulos donde se pudo medir correctamente. En caso contrario se toma el valor medio de Q_{ent} del riego en cuestión (ver Tabla V 3).

Fases de avance y receso

Las fases de avance y de receso de la lámina de agua se midieron en todos los surcos de todos los módulos de todos los riegos efectuados durante las campañas 2003 y 2004. Se obtuvieron según se describe en el apartado 4.3.2.4.

Forma del surco. Medida y evolución

El efecto del flujo de agua que circuló por los surcos sobre la geometría de éstos se determinó a partir de la lectura de las elevaciones del terreno (ver apartado 4.3.2.6). La geometría transversal del surco se midió en las tres estaciones de medida: a $x = 0, 40$ y 90 m de la cabecera del surco central de cada módulo de riego. Las lecturas, además, se realizaron antes del riego 1 y después de cada uno de los 5 eventos de riego de ambas campañas experimentales. Se procuró de esta manera poder conocer la evolución de la

forma del surco según su situación respecto a la cabecera del surco y, también, según se realizaban los riegos en las dos campañas estudiadas.

Forma del surco. Ajuste a funciones matemáticas

La caracterización de la geometría del surco se precisa en la mayoría de los códigos de simulación del riego por superficie. Para su cálculo es importante, previamente, definir qué función matemática se ajusta mejor a las formas del surco observadas.

Se ajustaron los valores de altura del surco de cada estación de medida y de cada riego efectuado en las campañas 2003 y 2004. Las alturas del surco observadas ($y_{i\ obs}$) se obtuvieron de la media de los 5 módulos de riego. Una vez ajustadas las geometrías del surco observadas a las distintas funciones matemáticas se calculó la raíz del error cuadrático medio (*RMSE*) (ecuación [III.82]) de los valores ajustados ($y_{i\ adj}$) respecto los valores medidos ($y_{i\ obs}$) en los n puntos ($\Delta z = 2$ cm) de la sección transversal del surco.

El ajuste se realizó mediante regresión no lineal ya que, según Cahoon (1998), se obtienen mejores aproximaciones que con las técnicas de regresión lineal. Para ello se utilizó el software estadístico SPSS v.13 (SPSS, 2004).

5.3.2. SIMULACIÓN DE LOS EVENTOS DE RIEGO

Para la simulación de los eventos de riego se comparan dos códigos de simulación con el fin de valorar el que mejor predice el comportamiento del riego por superficie observado en las experiencias realizadas. Estos códigos de simulación precisan de distintos datos de entrada entre los cuales se encuentra la función de infiltración. Para la determinación de la función de infiltración existen códigos que infieren los parámetros de dicha función a partir de la observación de las variables y el comportamiento del riego por superficie.

A continuación se describen los códigos utilizados para, por un lado, la determinación de la función de infiltración y, a continuación, la simulación de los eventos de riego por superficie.

Determinación de la función de infiltración

La función de infiltración característica de un surco de riego se ha calculado a partir de dos metodologías distintas. Por un lado, se ha utilizado el código RAIEOPT (apartado 3.4.1.4.3) que resuelve la ecuación del balance de volumen ajustando la función de infiltración a la fórmula de Horton. Por otro lado, se ha utilizado el código EVASUP2 (apartado 03.4.1.4.3) que resuelve, también, la ecuación del balance de volumen pero, en este caso, ajustando la función de infiltración a la fórmula de Kostiakov simple.

Para la determinación de las funciones de infiltración se precisaron los datos que se relacionan en la Tabla V 1 para cada uno de los códigos utilizados. El cálculo se realizó de forma individual para cada uno de los surcos de que se disponía datos. En consecuencia, el cálculo en cada evento de riego de los parámetros de la función de infiltración de Horton (código RAIEOPT) se realizó en todos los surcos de riego de la parcela experimental. En menos casos se pudieron calcular los parámetros de la función de infiltración de Kostiakov simple, ya que sólo se midieron los datos que precisa el código EVASUP2 en el surco n° 4 de cada uno de los módulos de riego y en cada evento de riego.

Tabla V 1. Datos de entrada requeridos para el cálculo de la función de infiltración mediante los programas RAIEOPT y EVASUP2.

RAIEOPT	EVASUP2
Longitud parcela (L)	Longitud parcela (L)
Caudal del surco (Q_{ent})	Caudal del surco (Q_{ent})
Pendiente longitudinal (S_o)	Pendiente longitudinal (S_o)
Tiempo de corte (t_w)	Tiempo de corte (t_w)
Datos fase de avance (mínimo de 3 puntos)	Datos fase de avance (en distancias regulares, p.e.: 10 m)
Separación entre surcos (S_s)	Instantes del balance (t_1, t_2)
Coefficiente de rugosidad de Manning (n)	Altura de la lámina de agua (H_{agua}) en t_1 y t_2 en las estaciones de medida $x = 0, 40$ y 90 m
	Parámetros σ_1 y σ_2 de forma del surco en las estaciones de medida $x = 0, 40$ y 90 m

Las funciones de infiltración se calcularon sólo para los riegos efectuados el año 2004. Se escogió esta campaña porque, para la ejecución del código EVASUP2, se tenía mayor fiabilidad en las medidas que se tomaron que en 2003. Concretamente en las lecturas de la lámina de agua (H_{agua}) en distintos momentos del balance (t_1 cuando la lámina de agua alcanzaba la abscisa $x = 50$ m, y t_2 cuando la lámina de agua llegaba a $x = 100$ m) por las razones ya comentadas en el apartado 4.3.2.5. Aún así, en algunos módulos de algunos riegos no se pudieron calcular las funciones de infiltración por la imposibilidad de ejecutar adecuadamente EVASUP2. Por ejemplo, en el riego 2 donde no se tomaron datos o en las situaciones de H_{agua} en las estaciones de medida menores en t_2 que en t_1 que, aunque se midieron en campo, el código no permite resolverlas.

Códigos de simulación del riego por superficie

Se evalúan dos códigos de simulación del riego por superficie en surcos: el SIMRAIE (apartado 3.4.1.3.1) y el SIRMOD (apartado 3.4.1.3.2). De entre los códigos de simulación existentes (ver apartado 3.4.1.3) se escogen estos dos códigos por sus diferencias en los modelos que utilizan para el mismo fin: el código SIMRAIE simula el riego a partir del método de balance de volumen y la función de infiltración de Horton; el código SIRMOD simula el riego a partir de las ecuaciones de Saint-Venant y la función de infiltración de Kostiaikov-Lewis.

Los códigos SIMRAIE y SIRMOD se ejecutaron para los riegos de la campaña 2004. Los datos necesarios para su ejecución se relacionan en la Tabla V 2. Ambos códigos de simulación requieren datos comunes como la longitud de la parcela (L), el caudal de entrada (Q_{ent}), la pendiente longitudinal del surco (S_o), el tiempo de corte (t_w) o el coeficiente de rugosidad de Manning (n). Es en la caracterización de la forma del surco y en la definición de la función de infiltración en que difieren los datos de entrada de los códigos.

En el código SIMRAIE, aparte de la separación entre surcos (S_s), no requiere ningún dato relativo para la descripción de la geometría de la sección transversal del surco. El código considera una forma de surco trapezoidal de base 10 cm y pendientes 1:1 uniforme en toda su longitud. El resto de parámetros, entonces, describen la función de infiltración. Las

ecuaciones [III.58] a [III.60] relacionan los parámetros de la función de infiltración de Horton (B , C_s y ρ) con la longitud capilar (λ_c), la conductividad hidráulica saturada (K_s) y los contenidos volumétricos de agua inicial (θ_v , ini) y a saturación (θ_v , sat). Es a partir de esas ecuaciones y las funciones de infiltración calculadas con RAIEOPT que se deducen los parámetros necesarios (λ_c , K_s y $\Delta\theta_v$) para las simulaciones de cada evento de riego mediante SIMRAIE.

Por otro lado el código SIRMOD requiere, aparte de la definición de la función de infiltración de Kostiakov simple (parámetros k y a) calculada con EVASUP2, la descripción de la forma del surco mediante los parámetros ρ_1 , ρ_2 , γ_1 , γ_2 , σ_1 y σ_2 (ecuaciones [III.63] a [III.65]). Igualmente que con el código SIMRAIE, los datos observados durante los eventos de riego sirvieron realizar las simulaciones del código SIRMOD.

Tabla V 2. Datos de entrada requeridos para la ejecución de los códigos de simulación SIMRAIE y SIRMOD.

SIMRAIE	SIRMOD
Longitud parcela (L)	Longitud parcela (L)
Caudal del surco (Q_{ent})	Caudal del surco (Q_{ent})
Pendiente longitudinal (S_0)	Pendiente longitudinal (S_0)
Tiempo de corte (t_{co})	Tiempo de corte (t_{co})
Coefficiente de rugosidad (n)	Coefficiente de rugosidad (n)
Separación entre surcos (S_y)	Coefficientes k y a de la función de Kostiakov simple
Cont. volumétricos de agua antes del riego (θ_v , ini) y a saturación (θ_v , sat)	Parámetros de forma del surco: ρ_1 , ρ_2 , γ_1 , γ_2 , σ_1 y σ_2
Longitud capilar (λ_c)	
Cond. hidráulica saturada (K_s)	

Los resultados obtenidos con los códigos de simulación se comparan con los $t_{x=L}$ y las dosis de agua infiltrada observadas (Z_{inf} , obs) en cada uno de los surcos centrales de los módulos de riego. Se compara su capacidad de predicción en el surco central (surco n° 4) de los módulos en que se obtienen resultados coherentes de la función de infiltración calculados con EVASUP2.

5.3.3. DOSIS DE AGUA INFILTRADAS EN LOS EVENTOS DE RIEGO

El uso de códigos para la simulación de los riegos efectuados en la parcela experimental permite conocer las dosis de agua infiltrada (Z_{inf}) a lo largo de la longitud del surco. Estas Z_{inf} pueden tener efectos a nivel agronómico, si afectan al desarrollo del cultivo, y medioambiental, si se produce percolación de nitratos por debajo de la profundidad de exploración de las raíces.

Con el fin de poder evaluar el efecto que, sobre el maíz y/o el medio ambiente, haya podido tener el riego, se han determinado las Z_{inf} en el centro de cada parcela elemental (INI, MED y FIN, ver Figura IV 4). Para ello, inicialmente se calculan las funciones de

infiltración de Horton mediante el código RAIEOPT de los surcos n° 4 y n° 5 de cada tratamiento experimental. Con los parámetros de las funciones de infiltración B , C_s y ρ y los relacionados en la [Tabla V 2](#) se ejecuta el código SIMRAIE en los surcos n° 4 y n° 5. Finalmente con la media de las Z_{inf} de los dos surcos evaluados se calcula la Z_{inf} en la abscisa correspondiente al centro de cada repetición experimental: $x = 17$ m para *INI*, $x = 51$ m para *MED* y $x = 85$ m para *FIN*. Para el riego 1 se adopta un coeficiente de rugosidad de Manning (n) de 0,05 y para el resto de riegos de 0,04.

La aplicación de la metodología para la ejecución del código SIMRAIE se realiza con los eventos de riego de la campaña 2004. En cambio, para los riegos efectuados durante el año 2003 no se puede aplicar el código SIMRAIE puesto que no se midió, durante esa campaña, el contenido volumétrico de agua al inicio del riego (θ_v , *ini*), un dato imprescindible ([Tabla V 2](#)) y sensible ([Figura V 24](#)) en la aplicación del código SIMRAIE. Ante esta situación se opta por determinar la Z_{inf} en los tratamientos de la parcela experimental durante la campaña de riegos 2003 a partir de la metodología expuesta en el [apartado 5.5.2.2](#) basada en la dosis infiltrada ponderada (Z_{inf} *pond*). Esta metodología, como se puede observar en la [Tabla V 15](#), tiene buena aptitud para la predicción de la Z_{inf} *obs* aunque no permite calcular la distribución longitudinal de la Z_{inf} en el surco de riego.

5.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. ANÁLISIS DE LAS VARIABLES DEL RIEGO POR SUPERFICIE

5.4.1. CAUDAL DE RIEGO

La [Tabla V 3](#) muestra los caudales medidos a la entrada del surco nº 4 (ver [Figura IV 3](#)) de cada módulo de riego y en cada evento de riego durante la campaña de riegos 2003. Se observa como, en algunos módulos de riego, el caudal medido fue inferior al habitual. Se midieron caudales inferiores porque existieron pérdidas de agua por debajo del aforador de medida tal como se argumenta en el [apartado 4.3.2.1](#). En consecuencia, estos caudales no se consideraron para el cálculo de las medias de los riegos y de los módulos.

[Tabla V 3](#). Caudal medio en la entrada de los surcos nº 4, en l/s, de los módulos de riego para cada uno de los riegos realizados el año 2003. Número de surcos simultáneos de riego en cada módulo: 10. Se indica también la media de los riegos y su coeficiente de variación ($CV(Q_{ent})$). Letras distintas en la media del riego indican diferencias significativas ($P < 0,05$) por el Test de Duncan.

Riego	Módulo 1	Módulo 2	Módulo 3	Módulo 4	Módulo 5	Media riego ⁽²⁾	$CV(Q_{ent})$ (%) ⁽²⁾
1	0,651	0,655	0,715	0,645	0,468 ⁽¹⁾	0,669 a	4,3
2	0,709	0,870	0,852	0,677	0,735	0,769 a	11,3
3	0,762	0,680	0,691	0,584	0,298 ⁽¹⁾	0,679 a	10,8
4	0,406 ⁽¹⁾	0,352 ⁽¹⁾	0,349 ⁽¹⁾	0,518	0,521	0,520 b	0,3
5	0,452 ⁽¹⁾	0,349 ⁽¹⁾	0,530	0,537	0,336 ⁽¹⁾	0,534 b	0,8

⁽¹⁾ caudales donde se detectaron pérdidas de agua por debajo del aforador trapezoidal.

⁽²⁾ sin tener en cuenta los caudales con el superíndice ⁽¹⁾.

De los valores medios de caudal suministrados entre los distintos riegos se observan diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los caudales de los riegos 1, 2 y 3, con medias entre 0,67 y 0,77 l/s, y los riegos 4 y 5 con medias próximas a los 0,53 l/s. Estas diferencias pudieron ser debidas a los problemas en las medidas de los caudales con los aforadores trapezoidales que fueron mayoritarios en los riegos 4 y 5.

Estos inconvenientes se suprimieron durante el siguiente año de experimentación. La medida de los caudales con un contador volumétrico a la entrada de la parcela evitó el problema de pérdidas de agua por debajo de los aforadores trapezoidales.

La [Tabla V 4](#), para el año 2004, muestra los caudales reales suministrados en cada uno de los módulos de cada evento de riego. Durante esta campaña, en los riegos 1 y 2, se regaron los módulos con distinto número de surcos simultáneos de riego. Esto afectó al caudal y se tradujo en que, especialmente en el primer riego de la campaña ($Q_{ent} = 0,883$ l/s), este fuera significativamente superior ($P < 0,05$) a los caudales del resto de riegos (media del Q_{ent} entre 0,63 y 0,69 l/s). A pesar del caudal elevado en el primer riego, el resto de riegos de la campaña 2004 y la mayoría de los riegos del año 2003 se realizaron dentro del rango de caudales propuesto por [Renault et al. \(2003\)](#) quienes recomiendan caudales entre 0,2 y 0,7 l/s por cada 100 metros de longitud de la parcela.

Para la comparación entre riegos del coeficiente de variación de los caudales de entrada ($CV(Q_{ent})$) se aplicó la ecuación [V.1]. De esta manera se calculó el caudal medio suministrado en cada módulo de riego en el caso que se hubieran abierto 11 surcos simultáneos de riego.

$$Q_{ent} = Q_{ent\ med} \cdot \frac{N_s}{11} \quad [V.1]$$

en que, Q_{ent} es el caudal de riego del módulo, en l/s; $Q_{ent\ med}$ es el caudal medido de riego del módulo, en l/s; y N_s es el número de surcos medidos.

Tabla V 4. Caudal medio de entrada en los surcos, en l/s, de los módulos de riego para cada uno de los riegos realizados el año 2004. Entre paréntesis se indica el número de surcos simultáneos de riego de cada medida. Se indica también la media de los riegos y su coeficiente de variación ($CV(Q_{ent})$). Letras distintas en la media del riego indican diferencias significativas ($P < 0,05$) por el Test de Duncan.

Riego	Módulo 1	Módulo 2	Módulo 3	Módulo 4	Módulo 5	Media riego	$CV(Q_{ent})$ (%) ⁽¹⁾
1	1,062 (8)	0,775 (10)	0,858 (9)	0,859 (9)	0,860 (9)	0,883 a	4,3
2	0,611 (12)	0,655 (11)	0,640 (11)	0,634 (11)	0,630 (11)	0,634 b	2,4
3	0,682 (11)	0,638 (11)	0,667 (11)	0,693 (11)	0,693 (11)	0,674 b	3,4
4	0,694 (11)	0,693 (11)	0,678 (11)	0,686 (11)	0,688 (11)	0,688 b	1,0
5	0,694 (11)	0,697 (11)	0,687 (11)	0,693 (11)	0,689 (11)	0,692 b	0,6

⁽¹⁾ parámetros calculados con los caudales de riego referenciados a 11 surcos de riego simultáneos (ecuación [V.1]).

Durante los riegos del año 2004 (Tabla V 4) los $CV(Q_{ent})$ dentro de un mismo riego fueron menores o iguales al 4,3% y, en la campaña 2003 (Tabla V 3), inferiores al 12%. En general los $CV(Q_{ent})$ en riego por superficie varían entre el 5 y el 35% dependiendo del tipo de material empleado para el suministro del agua en los surcos de riego (Mailhol *et al.*, 1999). En el caso de riego por superficie con tubería flexible, Mailhol (2001) considera aceptables $CV(Q_{ent}) \leq 15\%$. Trout y Mackey (1988) obtuvieron un $CV(Q_{ent}) = 26\%$ en la evaluación de 41 surcos regados con tubería flexible. Es posible, entonces, que los bajos valores obtenidos de $CV(Q_{ent})$ en el ensayo fuesen debidos al hecho que, en un solo evento de riego, sólo se controlase el caudal del surco central de cada módulo, es decir, 5 surcos.

Con el fin de tener en cuenta la variación de los Q_{ent} se midieron los caudales de cada uno de los surcos de los módulos del riego 5 de la campaña 2004 (Tabla V 5). Se midió el caudal de entrada de los 8 surcos de riego simultáneos de un módulo. No se observaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre las medias de los caudales de cada módulo. Se observó que, dentro un mismo módulo de riego, el $CV(Q_{ent})$ varía entre el 3,5 y el 9,8%. Estos $CV(Q_{ent})$ continúan estando dentro del rango aceptable sugerido por Mailhol (2001) y del mismo orden de magnitud que los $CV(Q_{ent})$ obtenidos de los riegos realizados en los dos años de experimentación realizados. Sin embargo, se observa el aumento sensible de los $CV(Q_{ent})$ si el número de surcos medidos para su cálculo pasa de 5 (Tabla V 4) a 8 (Tabla V 5).

Tabla V 5. Caudales medios, en l/s, medidos en cada uno de los surcos, para cada módulo, durante el riego 5 de la campaña 2004.

Surco n°	Módulo 1	Módulo 2	Módulo 3	Módulo 4	Módulo 5
1	0,694	0,738	0,707	0,706	0,685
2	0,730	0,736	0,742	0,709	0,761
3	0,660	0,625	0,730	0,694	0,703
4	0,673	0,673	0,770	0,660	0,639
5	0,678	0,686	0,616	0,697	0,656
6	0,740	0,690	0,587	0,733	0,663
7	0,645	0,708	0,627	0,669	0,703
8	0,734	0,718	0,716	0,673	0,701
Media módulo ⁽¹⁾	0,694	0,697	0,687	0,693	0,689
CV(Q_{ent})	5,2	5,3	9,8	3,5	5,5

⁽¹⁾ No se observaron diferencias significativas entre módulos calculadas por el Test de Duncan ($P < 0,05$).

5.4.2. TIEMPO DE CORTE

La [Tabla V 6](#) y la [Tabla V 7](#) muestran los tiempos de corte (t_{co}) del riego en cada uno de los módulos durante los años 2003 y 2004 respectivamente. El t_{co} en los módulos de riego fue independiente del riego o módulo. Se cortó el riego cuando, siempre que fuese posible, la lámina de agua llegaba al final de todos los surcos.

Se observa en las dos campañas de riego que el t_{co} del riego 1 es significativamente diferente ($P < 0,05$) al del resto de riegos y, además, pueden llegar a ser, como el riego 1 del año 2003, del orden de 2,2 veces superior a la media de sus tiempos. Estas diferencias se atribuyen a los tiempos de avance del riego 1 respecto al resto de riegos (ver [apartado 5.4.4](#)) que, debido al criterio seguido para cortar los caudales en cabecera de los surcos, se traduce en altos t_{co} para estos riegos. Sin embargo, se pueden reducir los t_{co} de los riegos 1 mediante el aumento del caudal de suministro en cabecera de los surcos. Prueba de ello es el t_{co} del riego 1 del año 2004 donde los caudales medios de ese riego fueron un 30% superiores a la media del resto de riegos ([Tabla V 4](#)) y, en consecuencia, se redujo el t_{co} del primer riego al orden de 1,5 veces el t_{co} medio del resto de riegos ([Tabla V 7](#)).

Tabla V 6. Tiempo de corte, en minutos, en cada uno de los módulos de cada riego realizado en la parcela experimental el año 2003. Se indica la media de los riegos y la media de los módulos de riego. Letras distintas en la media del riego indican diferencias significativas calculadas por el Test de Duncan ($P < 0,05$).

Riego	Módulo 1	Módulo 2	Módulo 3	Módulo 4	Módulo 5	Media riego
1	125	132	135	170	180	148 a
2	68	71	83	78	64	73 b
3	54	60	64	77	60	63 b
4	74	67	70	76	71	72 b
5	64	61	60	64	57	61 b
Media módulo	77	78	82	93	86	83

Tabla V 7. Tiempo de corte, en minutos, en cada uno de los módulos de cada riego realizado en la parcela experimental el año 2004. Se indica la media de los riegos y la media de los módulos de riego. Letras distintas en la media del riego indican diferencias significativas calculadas por el Test de Duncan ($P < 0,05$).

Riego	Módulo 1	Módulo 2	Módulo 3	Módulo 4	Módulo 5	Media riego
1	105	127	147	139	101	124 a
2	86	78	107	79	86	87 b
3	75	73	109	76	76	82 b
4	80	74	110	67	78	82 b
5	79	82	123	72	80	87 b
Media módulo	85 b	87 b	119 a	87 b	84 b	92

Del análisis de los datos entre módulos de riegos se observan dos comportamientos diferentes en cada uno de los años de experimentación. En primer lugar, el caso de la campaña 2003 en que no se observaron diferencias significativas entre los t_{co} de los 5 módulos de riego. En cambio, si existieron estas diferencias ($P < 0,05$) durante los eventos de riego del año 2004 entre el módulo 3 y el resto de módulos. El módulo de riego 3 se comportó sistemáticamente de la misma manera: el agua avanzó más lentamente (ver [Figura V 2](#)) y esto se tradujo en t_{co} más elevados. La causa de este comportamiento no se conoce con exactitud. Se atribuye, hipotéticamente, la presencia de agujeros de animales roedores o a los trabajos realizados con barrena durante la campaña anterior los cuales podrían no haberse tapado convenientemente y actuaron como una vía preferencial de infiltración de agua durante la fase de avance del riego.

5.4.3. DOSIS DE AGUA INFILTRADA PONDERADA

La [Tabla V 8](#) y la [Tabla V 9](#) muestran los valores de la $Z_{inf\ pond}$ de los años 2003 y 2004 respectivamente. Se observa como, en ambas campañas, el riego 1 tiene unas $Z_{inf\ pond}$ significativamente diferentes que el resto de riegos. Sólo en la campaña 2003, la media de $Z_{inf\ pond}$ del riego 2 también es significativamente diferente ($P < 0,05$) a la de los riegos siguientes. No se encontraron diferencias significativas entre las $Z_{inf\ pond}$ medias de los módulos de riego en ninguno de los años de experimentación.

[Tabla V 8](#). Dosis de agua infiltrada ponderada ($Z_{inf\ pond}$), en mm, en cada módulo de riego y para cada riego realizado durante la campaña 2003. Letras distintas indican diferencias significativas, con un nivel de significación del 5%, por el Test de Duncan.

Riego	Módulo 1	Módulo 2	Módulo 3	Módulo 4	Módulo 5	Suma riego
1	67	72	79	90	99	407 a
2	40	51	58	43	39	231 b
3	34	34	36	37	33	174 c
4	32	29	30	32	30	153 c
5	28	27	26	28	25	134 c
Suma módulo	201	213	229	230	226	220

[Tabla V 9](#). Dosis de agua infiltrada ponderada ($Z_{inf\ pond}$), en mm, en cada módulo de riego y para cada riego efectuado la campaña 2004. Letras distintas indican diferencias significativas, con un nivel de significación del 5%, por el Test de Duncan.

Riego	Módulo 1	Módulo 2	Módulo 3	Módulo 4	Módulo 5	Suma riego
1	87	77	99	93	68	424 a
2	41	40	54	39	42	216 b
3	40	36	57	41	41	215 b
4	43	40	58	36	42	219 b
5	43	45	66	39	43	236 b
Suma módulo	254	238	334	248	236	262

Los valores obtenidos de $Z_{inf\ pond}$ están sujetos al propio comportamiento del riego por superficie que, principalmente y en igualdad del resto de parámetros (Q_{ent} , t_{co} y S_o), está ligado a las características del suelo por donde discurre el agua durante el riego. Se explica entonces que, durante el primer riego cuando el avance es lento y el tiempo de contacto (τ) elevado, las $Z_{inf\ pond}$ sean superiores a las del resto de riegos. En los riegos efectuados durante los dos años de experimentación se obtuvieron aproximadamente unas $Z_{inf\ pond}$ en

el riego 1 del orden del doble respecto a las del resto de riegos. Otro ejemplo se puede encontrar en el trabajo de Pavón *et al.* (2004) quienes, en surcos de 250 m de longitud y con un Q_{ent} de 0,5 l/s durante el primer riego (0,3 l/s durante el resto de riegos), acaban aplicando una $Z_{inf} pond$ en el primer riego hasta poco más de 4 veces superior a las del resto de riegos.

Cabe destacar, por otro lado, el valor medio de la $Z_{inf} pond$ de las campañas 2003 y 2004. Estas dosis son, respectivamente, de 220 y 262 mm y, debido a lo que habitualmente cabe esperar del riego del maíz de la zona del Empordà, se consideran relativamente bajas. Esta consideración se puede corroborar a nivel objetivo con los valores que se relacionan en la Tabla V 10. En esta tabla se indica el parámetro eficiencia de aplicación global (EA_{global}) que indica qué parte del agua total aplicada con el sistema de riego es realmente aprovechada por el cultivo durante todo su ciclo.

La Tabla V 10 muestra los resultados del balance hídrico en la parcela experimental en dos períodos diferentes: uno que engloba todo el período de presencia del cultivo (del 15 de abril al 15 de septiembre) y el otro donde, solamente, se engloba el período en que el cultivo acusa la falta de agua. Este segundo período, que va del 15 de mayo al 2 de septiembre, comprende los estadios entre inicio de la fase juvenil (estadios V4-V6) y madurez fisiológica (R6).

Tabla V 10. Balances hídricos, en mm, y eficiencia global de aplicación (EA_{global}) en la parcela experimental durante el ciclo cultural y el período de riegos de los años 2003, 2004 y la media de la serie temporal 1989-2004.

	Ciclo cultural (15/04 al 15/09)			Período de riegos (15/05 al 02/09)		
	2003	2004	89-04	2003	2004	89-04
$\sum ET_c$	539	468	469	472	412	408
$\sum P$	151	363	231	121	52	132
$\sum (ET_c - P)$	387	105	238	350	360	277
$\sum Z_{inf} pond$	220	262	-	220	262	-
EA_{global} (%)	> 100	40		> 100	> 100	-

Los resultados muestran como el año 2003 tuvo un verano con elevada evapotranspiración ($\sum ET_c = 539$ mm) y poca lluvia ($\sum P = 151$ mm). En cambio el año 2004 tuvo un verano con una ET_c acumulada igual a la media aunque con una precipitación acumulada durante el ciclo cultural ($\sum P = 363$ mm) sensiblemente superior a la media de los años registrados en la serie temporal 1989-2004 ($\sum P = 231$ mm). Realmente el año 2004 tuvo una primavera lluviosa con una precipitación acumulada entre el 15 de abril y el 15 de mayo de 285 mm. Estos datos se traducen en que las necesidades de agua reales ($\sum ET_c - P$), si consideráramos el ciclo cultural completo, serían de 387 mm y 105 mm para los años 2003 y 2004 respectivamente. En consecuencia, según las $Z_{inf} pond$ de los años 2003 y 2004, se obtuvieron unas EA_{global} del 100% y del 40% para ambos años respectivamente. La interpretación de estos datos nos llevaría a concluir que sólo el 40% del agua de riego aplicada el año 2004 fue aprovechada por el cultivo, mientras que en el año 2003 el 100% del agua aplicada por el riego ($Z_{inf} pond = 220$ mm) fue totalmente aprovechada por el cultivo puesto que sus necesidades hídricas totales fueron superiores ($\sum (ET_c - P) = 387$ mm).

El hecho descrito en el párrafo anterior es difícil de creer especialmente porque ambos años (2003 y 2004) fueron considerados, por los agricultores de la región, como bastante calurosos para el cultivo del maíz. Esta afirmación totalmente subjetiva se respalda con los datos objetivos del balance hídrico si se realiza durante el principal período de mayor sensibilidad al estrés hídrico por el cultivo: durante el desarrollo vegetativo hasta madurez fisiológica (ver datos de la parte derecha de la [Tabla V 10](#)). En este caso las necesidades de agua del cultivo para los años 2003 y 2004 son, respectivamente, de 350 y 360 mm frente a los 277 mm de media que muestran los datos climáticos de la serie temporal registrada. Así pues, realizando el balance durante el período de riegos en la parcela experimental, se obtienen unas E_{global} del 100% en los dos años. Este valor se traduce en que, en ambos años, el agua aportada con el riego no superó las necesidades del cultivo. Es más, en las dos campañas, las dosis de riego aportadas fueron, teóricamente, insuficientes para cubrir las necesidades de agua del cultivo lo que contrasta con las producciones obtenidas (ver [apartado 6.4.2.4.2](#)). Cuantitativamente, para los años 2003 y 2004, se aportaron respectivamente el 63% y el 73% de las necesidades teóricas de agua del cultivo durante el período de máxima demanda hídrica por este (del 15/05 al 02/09).

5.4.4. FASE DE AVANCE Y RECESO DE LA LÁMINA DE AGUA

La [Figura V 1](#) muestra las fases de avance registradas durante la campaña de riegos 2003. Se muestra, para cada uno de los riegos, la curva de avance de cada módulo obtenida de la media de todos los 8 surcos que lo componen. Se observa como, en general, los módulos de riego avanzaron aproximadamente a las mismas velocidades en cada uno de los riegos efectuados. También se observa, a nivel más concreto, el avance relativamente más lento del módulo 4 en los riegos 2 y 3 y el avance rápido del módulo 5 durante los riegos 4 y 5.

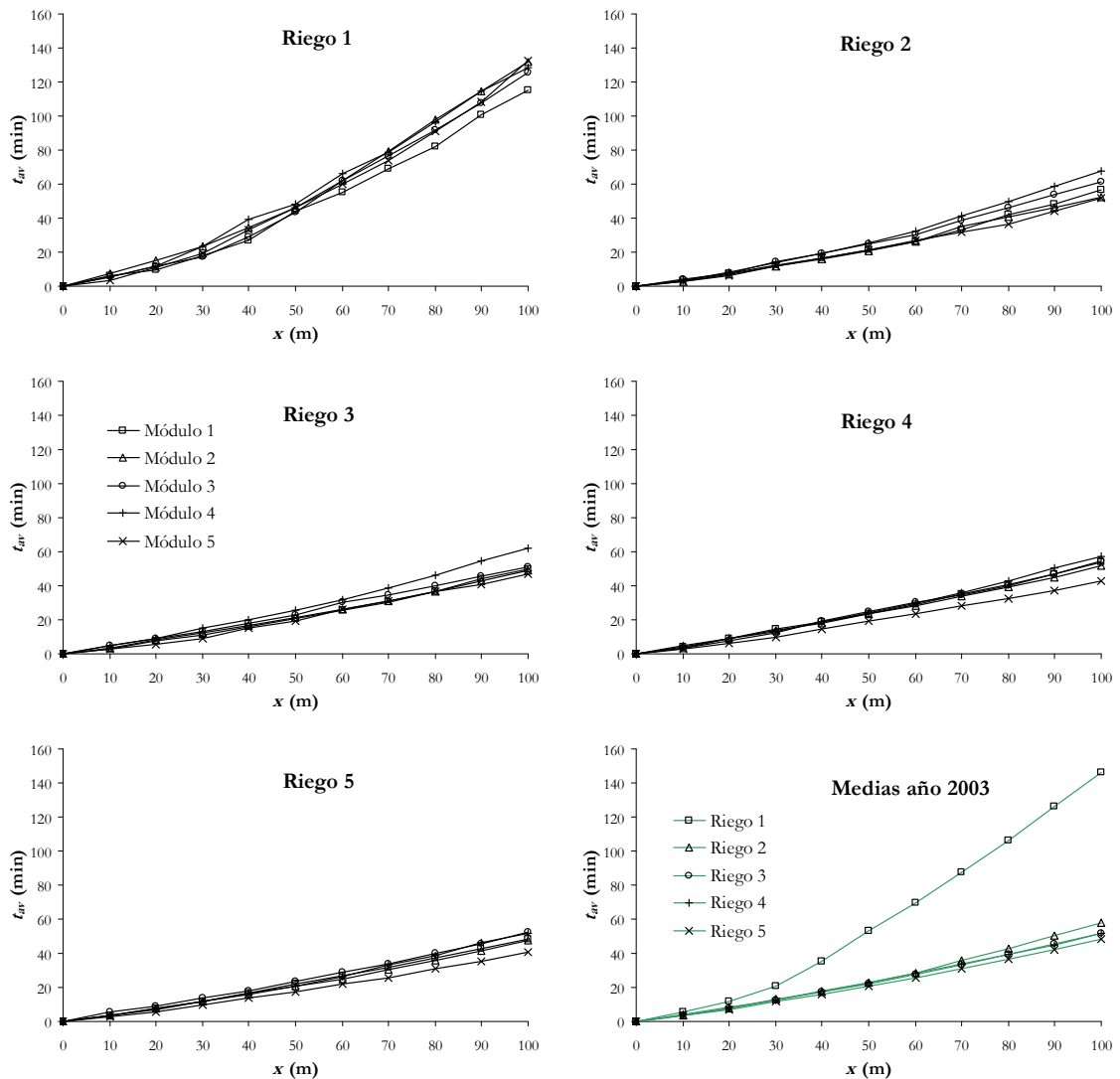


Figura V 1. Fases de avance de la lámina de agua de cada módulo de riego en cada uno de los riegos realizados durante el año 2003. El último gráfico indica las curvas de avance medias de cada riego.

Las medias de los tiempos de avance para alcanzar el final de la parcela ($t_{x=L}$) en cada uno de los riegos del año 2003 muestran como el tiempo de avance medio del riego 1 (146 min) es casi tres veces mayor que el tiempo de llegada al final de la parcela del resto de riegos (52 min).

El mismo tipo de datos, pero para la campaña 2004, se representan en la Figura V 2. En esta campaña el avance del riego 1 fue más heterogéneo que para el mismo riego del año anterior. Este comportamiento se atribuye al hecho que los caudales medios de entrada en los módulos de riego fueron diferentes durante ese riego (ver Tabla V 4). Se cree en esta causa ya que los datos del año anterior para el mismo riego, cuando se aportó el mismo caudal en todos los módulos, muestran como, en el mismo tipo de suelo son prácticamente homogéneos.

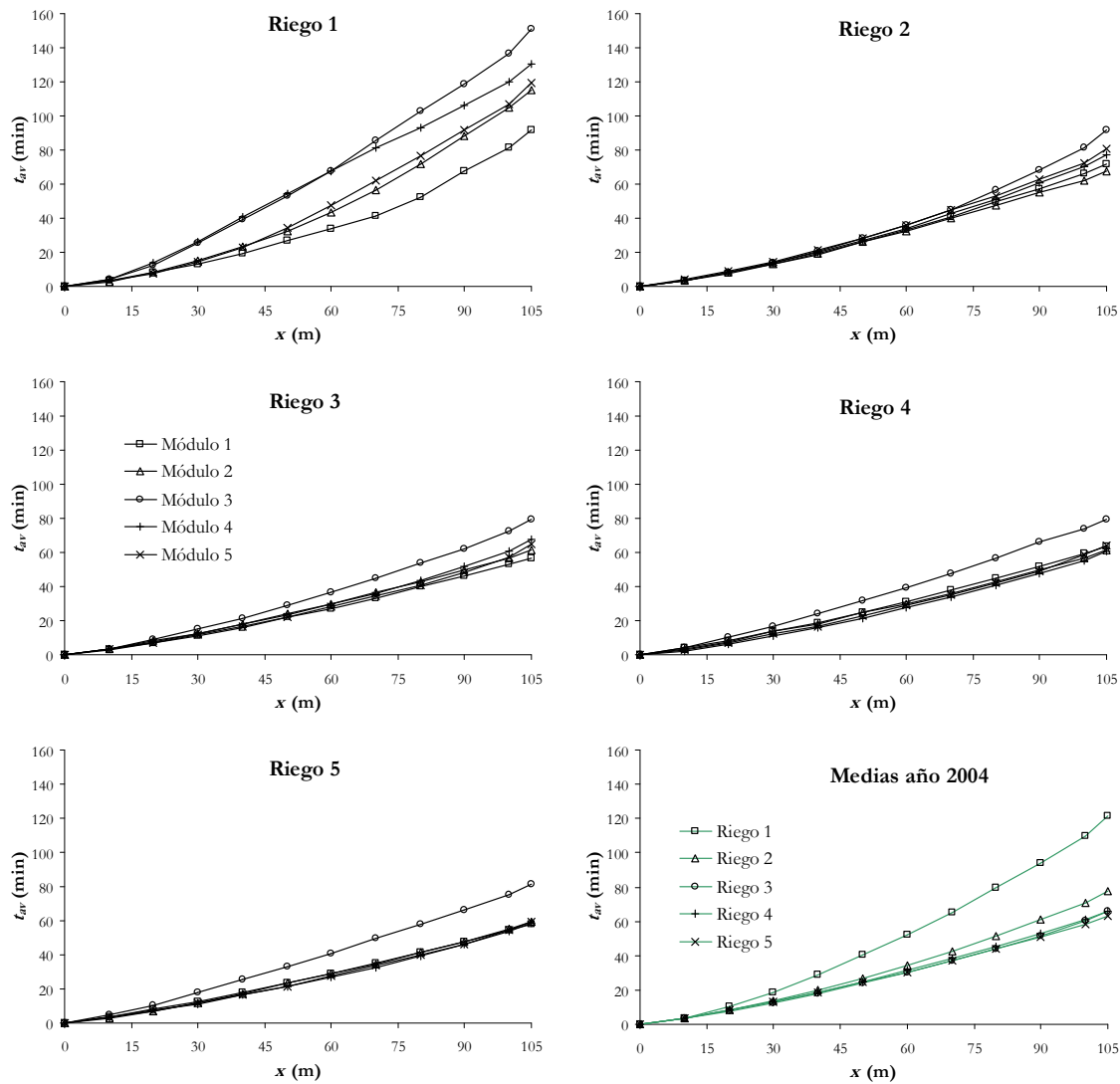


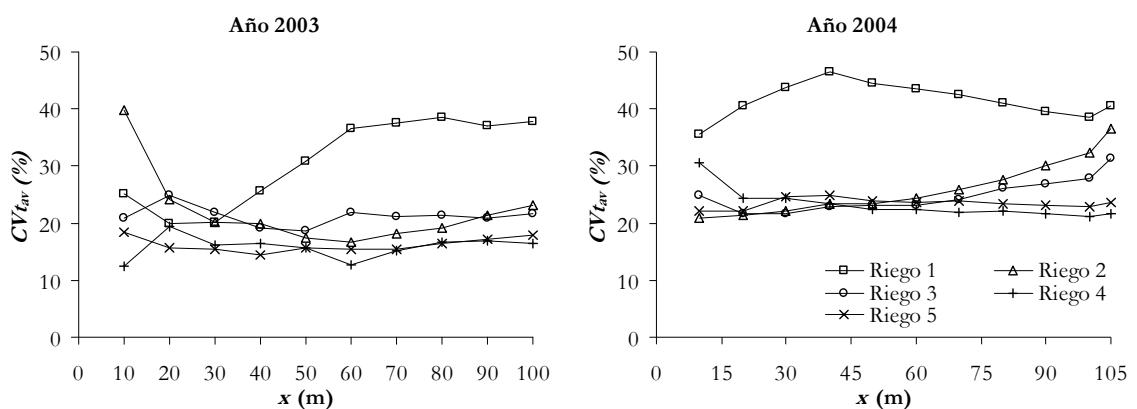
Figura V 2. Fases de avance de la lámina de agua de cada módulo de riego en cada uno de los riegos realizados durante el año 2004. El último gráfico indica las curvas de avance medias de cada riego.

El mismo riego 1, además, ya empieza a mostrar el avance lento del módulo 3 si lo comparamos con los módulos 4 y 5 que, aproximadamente, tuvieron el mismo caudal en cabecera. Este comportamiento se conservó en cada uno de los riegos efectuados el año 2004 de forma muy clara aunque, tal como se ha comentado en el apartado 5.4.2, no se conoce exactamente su causa.

Finalmente, de la Figura V 2, se observa de las medias de cada riego como las diferencias entre el primer riego ($t_{x=L} = 122$ min) y el resto ($t_{x=L}$ medio de 68 min) no son tan amplias como en la campaña 2003. La causa se halla en los tiempos de avance relativamente cortos conseguidos por los módulos 1 y 2 del riego 1 y, en los riegos 2 a 5, los tiempos de avance relativamente altos del módulo 3.

Otro dato importante que se analizó para el estudio del avance de los eventos de riego realizados en el ensayo fue el coeficiente de variación de los tiempos de avance ($CV(t_{av})$). Este parámetro se calculó, para cada campaña de riegos, en cada una de las estacas de control del avance del agua de cada módulo de riego.

Los resultados de la [Figura V 3](#) muestran como, en ambas campañas de riego, los $CV(t_{av})$ son sensiblemente superiores durante los riegos 1 que durante el resto de riegos. Los valores medios de $CV(t_{av})$ para los riegos 1 fueron del 31% y del 42% para las campañas 2003 y 2004 respectivamente. Para el resto de riegos los $CV(t_{av})$ variaron entre el 16 y el 26% de media entre los años 2003 y 2004. Se atribuyen principalmente los $CV(t_{av})$ superiores de los riegos 1 al resto de riegos a las características del surco por donde fluye el agua. Antes del primer riego los surcos están compuestos por terrones de suelo que se humedecen y desagregan a medida que el agua los alcanza. Esto dificulta el avance del agua y aumenta las diferencias relativas de comportamiento entre surcos. Durante el avance del primer riego, el material de estos terrones se deposita en la base del surco de manera que, después de este riego, el surco ha cambiado su microperfil transversal irregular por otro más uniforme con pendientes y base más suaves. Esta homogeneización de la forma inicial del surco favorece una reducción de las diferencias en los tiempos de avance entre surcos.



[Figura V 3](#). Coeficiente de variación de los tiempos de avance ($CV(t_{av})$) de los surcos de cada riego efectuado en la parcela experimental durante las campañas 2003 y 2004.

Otra característica del comportamiento de los tiempos de avance en los surcos es la evolución de los $CV(t_{av})$ a lo largo de la longitud del surco. A medida que la lámina de agua avanza por el surco aumenta su $CV(t_{av})$. Este fenómeno se atribuye al hecho que el caudal destinado para el avance de la lámina de agua en una coordenada del surco es menor cuanto más alejada está esta el agua de la cabecera. Esto afecta directamente al potencial erosivo del agua en el surco de manera que, en las partes finales de los surcos, aún se mantienen los terrones de suelo que aumentan las diferencias relativas entre los avances de los surcos en esas coordenadas. Este fenómeno se reduce a medida que avanza la campaña de riegos y fluye más agua en los surcos. Se observa claramente este comportamiento en los riegos 2 a 5 del año 2004. [Mailhol \(2001\)](#) detectó comportamientos similares: obtuvo valores de máximos de $CV(t_{av})$ en $x = 130$ m de 22% y 19% cuando los $CV(Q_{ent})$ fueron de 14% y 4% en el segundo y tercer riego de la campaña respectivamente.

Aparte de la microtopografía transversal de los surcos, la variación en los tiempos de avance de la lámina de agua se puede atribuir, también, tanto a la variación en los caudales de entrada como al carácter particular de cada surco de riego (función de infiltración, microtopografía longitudinal, grado de compactación...).

En relación a cómo los caudales en la cabecera del surco influyen en el avance del riego se presentan los resultados de la [Figura V 4](#). Según como se analicen los resultados el efecto que el Q_{ent} tiene sobre el $t_{x=L}$ es diferente. Si se analiza la relación entre el Q_{ent}

medio de cada módulo de riego con el $t_{x=L}$ medio (Figura V 4 (a)) se observan relaciones indirectas entre ambas variables con coeficientes de determinación (R^2) de 0,3 y 0,4 dependiendo del riego que se esté analizando. Cuando el análisis se realiza con los valores individuales para cada surco de riego Mailhol (2001) obtuvo peores resultados cuando, en un ensayo con 30 surcos de riego, consiguió una relación entre Q_{ent} y $t_{x=L}$ con un $R^2 = 0,2$ para el segundo riego del año. Del análisis individualizado de los Q_{ent} y los $t_{x=L}$ en el riego 5 del año 2004 (Figura V 4 (b)) se obtienen, aún, peores correlaciones entre ambas variables ($R^2 = 0,007$). Estas diferencias se atribuyen al hecho que, trabajando con los valores medios de los módulos, se atenúa mucha de la variación existente entre los propios surcos de cada módulo. Prueba de ello, por ejemplo, es el $CV(Q_{ent})$ del riego 5 del año 2004 si se calcula con la media de los módulos ($CV(Q_{ent}) = 0,6\%$, Tabla V 4) o con los valores individuales de cada surco de riego ($CV(Q_{ent}) = 5,9\%$, calculados de los valores de la Tabla V 5). De forma parecida sucede, en el mismo riego, con los $CV(t_{av})$ a la abscisa $x = 105$ m si se calculan con la media de los módulos ($CV(t_{av}) = 15,9\%$) o con los valores individuales de cada surco de riego ($CV(t_{av}) = 23,6\%$).

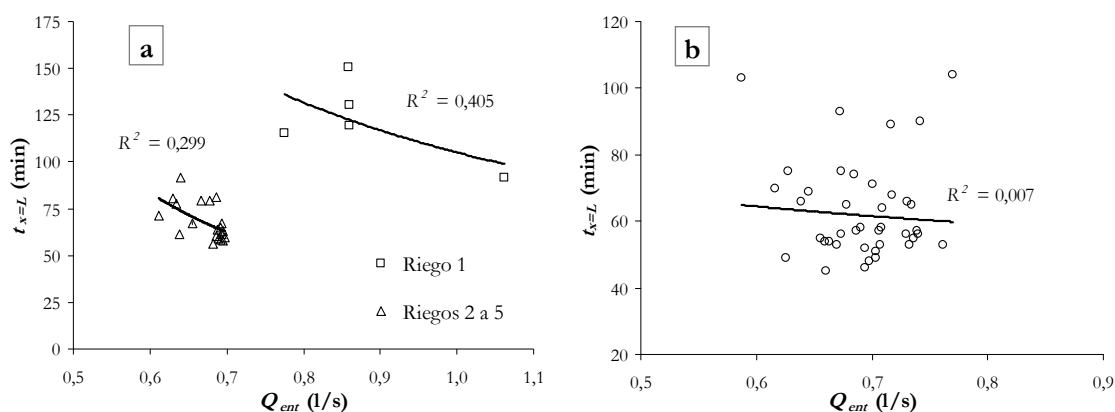


Figura V 4. Relación y coeficientes de determinación de ajustes potenciales entre el caudal de entrada (Q_{ent}), en l/s, y el tiempo de llegada al final del surco ($t_{x=L}$), en minutos, de la campaña de riegos 2004. (a) Valores medios de los módulos para los riegos 1 y 2 a 5 y (b) valores individuales de cada uno de los surcos del riego 5.

Independientemente de cómo se calcule la variación de las variables que influyen en el comportamiento del riego por superficie, para el caso del caudal se deduce que su variación en cabecera del surco no es suficiente para reflejar la variación en, por ejemplo, los tiempos de avance de la lámina de agua al final del surco. Existen, entonces, otras variables del riego por superficie que afectan al proceso de avance del agua en el surco de riego y, en consecuencia, introducen variación en él.

Aparte de la relación existente entre el caudal de entrada y el tiempo de avance de la lámina de agua también se observó un comportamiento particular de cada surco durante toda la campaña de riegos. La Figura V 5 muestra como se comporta, de un riego al otro, el $t_{x=L}$ de los surcos dentro de un mismo módulo de riego. Para reflejar este comportamiento de forma relativa dentro de un módulo de riego se ha calculado el tiempo estandarizado (t^*) de cada surco a partir de la fórmula expresada en la ecuación [V.2].

$$t^* = \frac{t_{x=L_i}}{\frac{\sum_{i=1}^n t_{x=L_i}}{n}} \quad [V.2]$$

donde t^* es el tiempo estandarizado del surco i , en minutos; $t_{x=L}$ es el tiempo de avance de la lámina de agua al final del surco i , en minutos; y n es el número de surcos por módulo ($n = 8$).

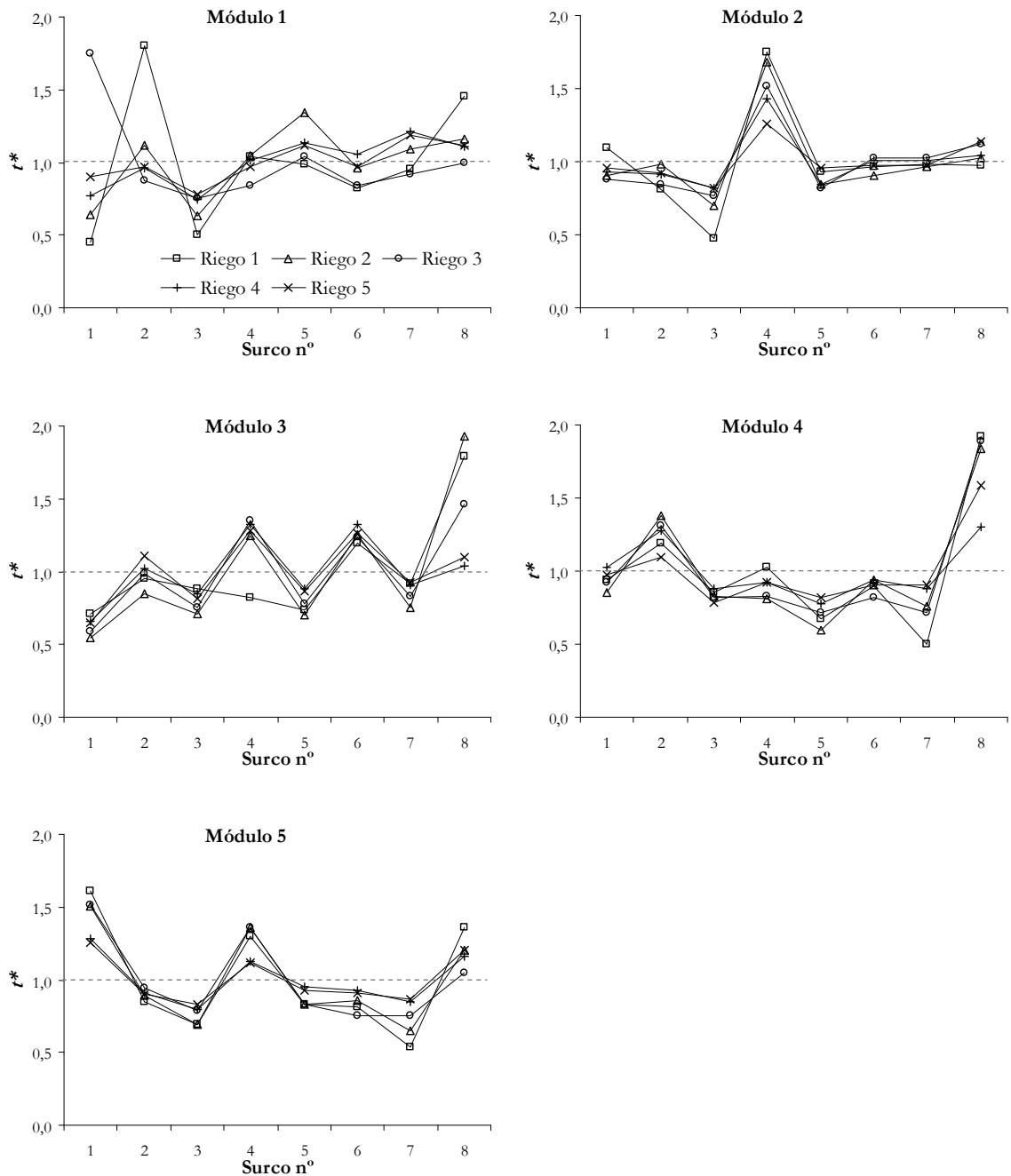
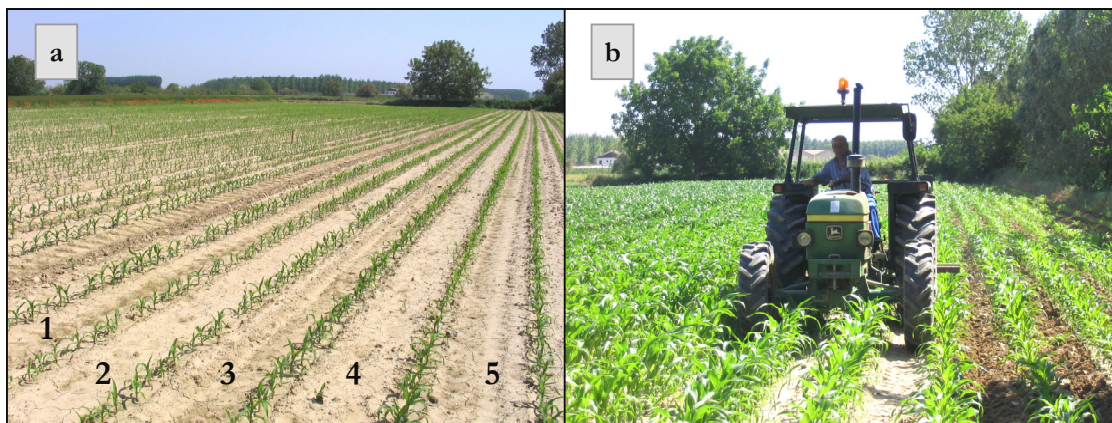


Figura V.5. Tiempo estandarizado (t^*) de llegada de la lámina de agua al final de cada surco de riego. Datos de cada módulo de la campaña de riegos 2004.

A grandes rasgos en la [Figura V 5](#) se observa como los surcos que son relativamente rápidos (o lentos) en un riego, lo continúan siendo en los siguientes riegos. Es decir, existe -en un mismo surco- una correlación en la velocidad de avance de la lámina de agua de un riego al otro. Además, dentro de los mismos módulos de riego, se observa el carácter alternado de surco rápido-surco lento que demuestra el carácter particular de cada surco en relación a fase de avance. Este fenómeno se podría atribuir tanto al carácter particular de la función de infiltración en cada surco de riego como a la microtopografía longitudinal de cada surco. Una pendiente superior de un surco respecto al otro afectaría al $t_{x=L}$ de ambos. De todas maneras este factor, aunque pudiera existir, se omite básicamente por la imposibilidad de labrar surcos alternativos con pendientes diferentes. Así pues, la alternancia del avance del agua en los surcos de riego se atribuye principalmente a las características de la función de infiltración de los surcos que, a la vista de la forma de los gráficos de la [Figura V 5](#), se considera que está afectada por la compactación debido al paso del tractor que realizó las labores previas a los riegos en la parcela experimental. Este fenómeno, reconocido por autores como [Hunsaker et al. \(1999\)](#), [Alvarado-Medellín et al. \(2001\)](#) y [House et al. \(2001\)](#) responde realmente a las prácticas realizadas en la parcela experimental el año 2004 cuando, por la base de los surcos impares (1, 3, 5 y 7) de cada módulo de riego, circularon las ruedas del tractor en las labores de siembra y conformación de surcos (ver [Figura V 6](#)). En consecuencia, los t^* de estos surcos son menores a los de los surcos contiguos ([Figura V 5](#)).



[Figura V 6](#). Compactación de los surcos de riego n° 1, 3, 5 y 7 por el paso de las ruedas del tractor durante las tareas de (a) siembra y (b) formación de surcos de la campaña de riegos 2004.

Otra característica observada en los eventos de riego efectuados fue la relación entre los tiempos de avance a la mitad ($t_{x=0,5L}$) y al final del surco ($t_{x=L}$). La [Figura V 7](#) representa gráficamente ambas variables observadas en las campañas 2003 y 2004. La recta de ajuste a los datos y el coeficiente de determinación de cada riego se relacionan en la [Tabla V 11](#).

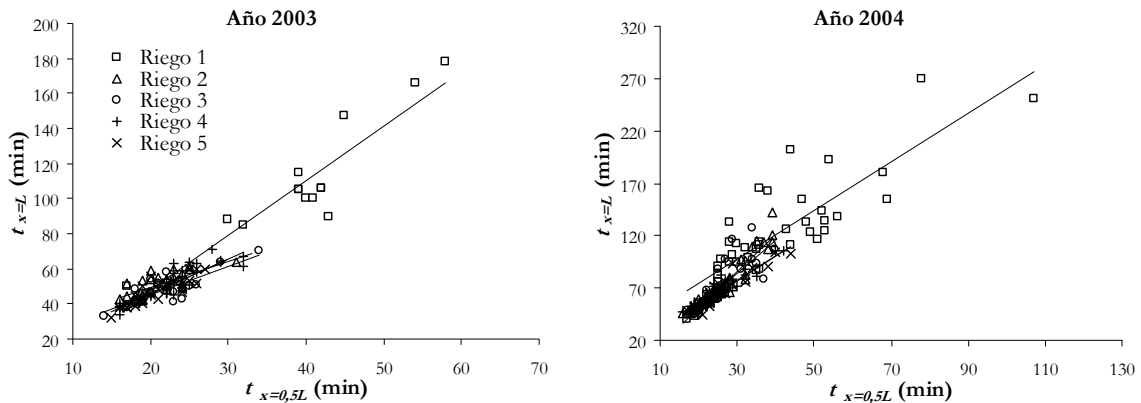


Figura V 7. Correlación entre el tiempo de avance a la mitad de la longitud total del surco ($t_{x=0,5L}$) y el tiempo de avance al final del surco ($t_{x=L}$) en cada uno de los riegos de las campañas 2003 y 2004.

La Figura V 7 pone de manifiesto el comportamiento distinto del riego 1 respecto al resto de riegos. Se observa como los riegos 2 a 5 están representados, prácticamente, en una misma nube de puntos de comportamiento similar. Los ajustes de los puntos representados a funciones de tipo lineal ponen de manifiesto los buenos coeficientes de determinación ($0,5 < R^2 < 0,9$) entre ambas variables en los años 2003 y 2004 (Tabla V 11). Estos resultados indican -en virtud que el avance refleja las características de caudal, pendiente, rugosidad y función de infiltración del riego- que las características del suelo de la primera mitad de cada surco, reflejan las de la totalidad de su longitud.

Del estudio de la pendiente de las funciones lineales de ajuste de la Tabla V 11 se observa, en los datos del año 2003, lo que intuitivamente cabría esperar de un riego por superficie: el tiempo de avance del agua en la segunda mitad de la longitud del surco es proporcionalmente más elevado en el riego 1 que en el resto de riegos de la campaña. Este comportamiento no se observa en la campaña 2004 probablemente debido al hecho que, durante el riego 1 de ese año, se aplicaron caudales superiores en la cabecera de cada módulo de riego (Tabla V 4).

Tabla V 11. Funciones de ajuste a una función de tipo lineal y coeficientes de determinación entre los tiempos de avance de la lámina de agua a la mitad del surco ($t_{x=0,5L}$) y al final de éste ($t_{x=L}$).

Riego	Año 2003		Año 2004	
	Ajuste función ⁽¹⁾	R^2	Ajuste función ⁽¹⁾	R^2
1	$Y = 3,107 \cdot X + 14,444$	0,836	$Y = 2,326 \cdot X + 27,710$	0,716
2	$Y = 1,457 \cdot X + 20,494$	0,546	$Y = 3,540 \cdot X + 20,024$	0,905
3	$Y = 1,625 \cdot X + 12,863$	0,691	$Y = 3,139 \cdot X + 10,132$	0,723
4	$Y = 1,981 \cdot X + 6,299$	0,750	$Y = 2,359 \cdot X + 6,578$	0,869
5	$Y = 1,990 \cdot X + 5,704$	0,780	$Y = 2,380 \cdot X + 4,980$	0,873

⁽¹⁾ variable $Y = t_{x=L}$ y variable $X = t_{x=0,5L}$.

Otro aspecto importante del comportamiento del riego registrado en los eventos de riegos ensayados es la fase de receso. La Figura V 8 muestra, aparte de la fase de avance y el

tiempo de corte, la fase de receso media de la lámina de agua en las campañas de riego 2003 y 2004. Cabe destacar el efecto que tiene la pendiente de los surcos en la forma de la fase de receso. El agua, cuando se corta el riego, fluye en el sentido de la pendiente y se acumula en la parte final del surco cerrado. Se puede observar como, a partir de la abscisa $x = 80$ m aumenta sensiblemente la pendiente de la curva de receso. Este hecho se atribuye a la acumulación de agua en la parte final del surco.

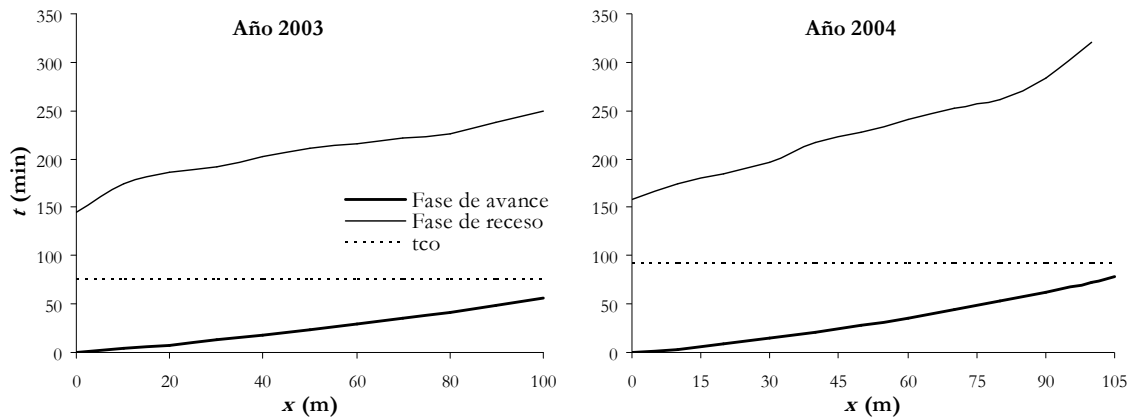


Figura V 8. Curvas medias de avance, de receso y tiempos de corte (t_{co}) de los riegos efectuados durante las campañas 2003 y 2004.

En relación a la fase de avance y su comportamiento se presenta la Figura V 9. En ella se muestra el efecto que tiene el tiempo de almacenaje en la fase de receso de los surcos de un mismo módulo. Se entiende como tiempo de almacenaje ($t_{co} - t_{x=L}$) el tiempo transcurrido desde que el agua llega al final del surco hasta que se corta el riego.

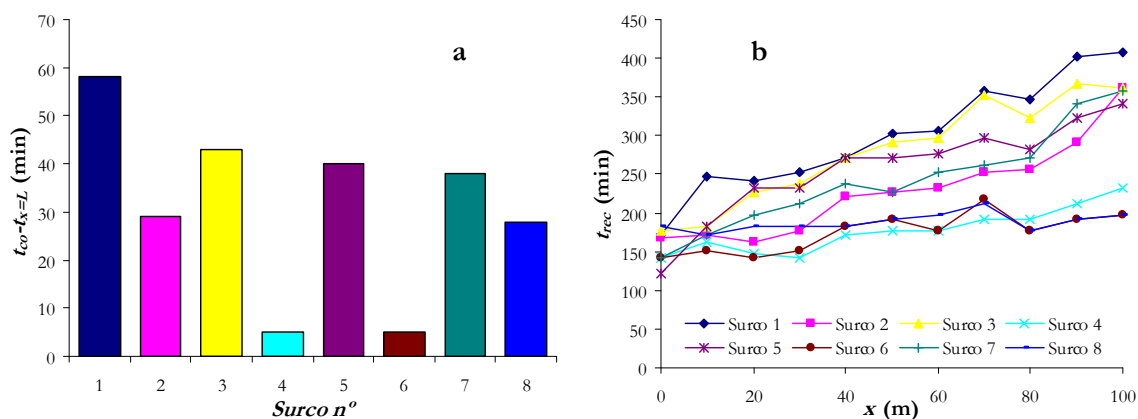


Figura V 9. (a) Tiempo de almacenaje y (b) fase de receso, ambos en minutos, en cada uno de los surcos del módulo 3 del riego 4 de la campaña de riegos 2004.

Se observa como, de forma gradual, los tiempos de recesión del agua en cada una de las coordenadas de medida son proporcionales a los tiempos de almacenamiento en cada surco. Así, por ejemplo, el surco n° 1 fue el que estuvo más tiempo almacenando agua y, en consecuencia, tardó relativamente más que los otros surcos en producirse el receso en cada una de las coordenadas observadas. Por otro lado, se puede observar en los surcos que

prácticamente no almacenaron agua -surcos n° 4 y n° 6- como su receso es relativamente más rápido. El único comportamiento inesperado se observa en el surco n° 8 el cual, teniendo un tiempo de almacenamiento próximo al surco n° 2 (Figura V 9 (a)), tuvo un receso parecido a los de los surcos que almacenaron menos agua (n° 4 y n° 6). Este comportamiento se podría explicar por el hecho que el surco n° 8 estuvo en un lateral del módulo de riego. En concreto era el surco contiguo al módulo 4 el cual, cuando se regó el módulo 3, aún estaba por regar. El contenido de agua en el suelo próximo al surco n° 8 fue bajo si lo comparamos con el surco n° 1 del otro extremo del módulo. Esto pudo haber afectado a la tasa de infiltración del surco n° 8 (relativamente mayor que la del surco n° 1) traduciéndose en una reducción de los tiempos de la fase de receso (Figura V 9 (b)).

Otro aspecto interesante que se extrae de la Figura V 9 (b) es la importancia que tiene la microtopografía longitudinal en los surcos de riego. Se aprecia como en la abscisa $x = 70$ m los tiempos de recesión son, en general, relativamente superiores a los de las abscisas $x = 60$ m y $x = 80$ m. Se deduce, pues, que en $x = 70$ m existe una cota del terreno relativamente menor que la de sus coordenadas contiguas cosa que se traduce en una mayor capacidad de almacenamiento de agua y, por tanto, un mayor tiempo de receso en ese punto. Es importante entonces, especialmente para el agricultor, poner atención en una correcta labranza del terreno para evitar irregularidades en él ya que, como reconoce Mailhol (2001), este problema no solo afecta al receso sino que, también, puede inducir a errores cuando se calcula la función de infiltración a partir de los datos de la fase de avance.

Los datos de la Figura V 9 también muestran la heterogeneidad que, por causa de los tiempos de avance en los surcos, se obtienen en los tiempos de almacenamiento. Esta heterogeneidad, entonces, se traslada en las fases de receso y, en última instancia, en la dosis de agua infiltrada a lo largo de cada uno de los surcos. Es importante, pues, intentar reducir las fuentes de variabilidad en el avance de la lámina del agua con el fin de obtener comportamientos más uniformes en lo que, en definitiva, interesa a los agricultores y a las administraciones: el aprovechamiento del agua de riego.

5.4.5. FORMA DEL SURCO

5.4.5.1. Medida y evolución

En este apartado se comparan las formas del surco relativas, es decir, considerando que su profundidad máxima detectada en el terreno en cada lectura realizada es igual al valor cero de la altura observada del surco. De esta manera, la elevación inferior medida del surco es siempre cero, por lo que no es posible apreciar variaciones relativas de las alturas de la base del surco sino, solamente, las variaciones de forma (resto de elevaciones) que se utilizan en los modelos de simulación de riegos.

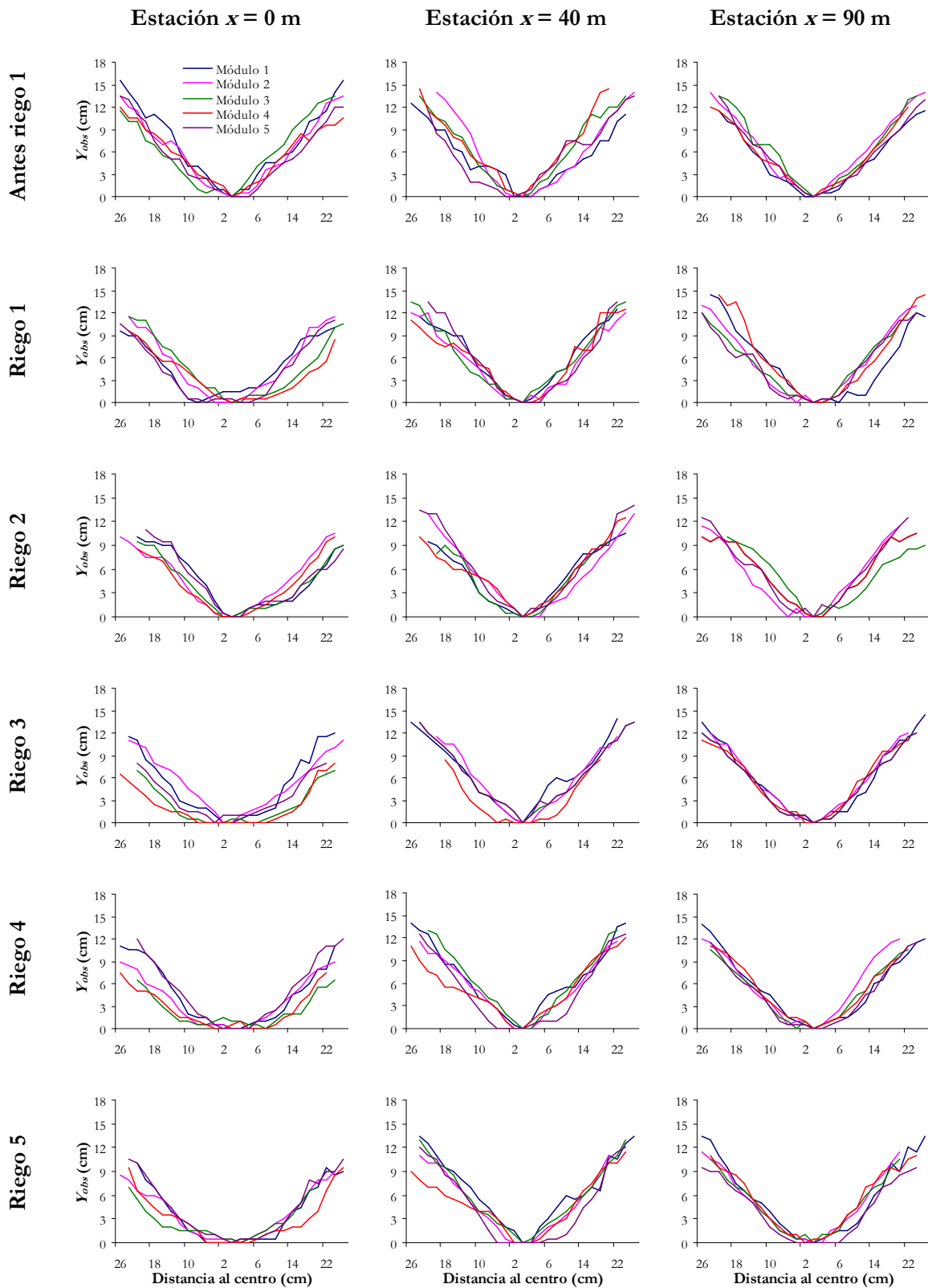


Figura V 10. Lecturas de la forma del surco en los 5 módulos de riego, para cada momento de medida (antes del riego 1 a después del riego 5) y en cada estación de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) realizadas durante la campaña de riegos 2003.

En la [Figura V 10](#) se muestran las formas de los surcos de riego del año 2003. Se aprecia, en términos generales, la alta variabilidad en las formas de los surcos entre los módulos (o repeticiones) de riego.

Otro aspecto remarcable que se observa, especialmente en la abscisa $x = 0$ m, es la evolución de las formas del surco a lo largo de la campaña de riegos. En la estación $x = 0$ m se aprecian dos efectos importantes del riego sobre la geometría del surco. En primer lugar, se detecta una reducción de las profundidades máximas de los surcos. Si la altura media de los surcos antes del riego 1 era de 12 a 15 cm aproximadamente, a partir de este riego 1, la profundidad máxima de los surcos se reduce de 9 a 12 cm y, en algunos casos, hasta 6 cm. La causa de esta reducción en las alturas máximas de los surcos en la cabecera del surco está en la sedimentación de partículas de suelo en la estación de medida $x = 0$ m (situada a 2 metros del punto de impacto del agua). Las partículas de suelo provenientes de la cabecera del surco donde, debido al impacto en el suelo del chorro de agua de los orificios perforados en la tubería flexible de polietileno, se desagregaban y arrastraban con la corriente. La sedimentación de partículas en la estación $x = 0$ m e, incluso, hasta puntos más alejados provocó el segundo de los efectos importantes del riego: un allanamiento de la base del surco que se aprecia ya a partir del riego 1 aunque, de forma remarcable, a partir del riego 3.

Las alteraciones que, a simple vista, se observan de la forma de los surcos en la estación de medida $x = 0$ m no son tan apreciables para las otras dos estaciones. En $x = 40$ m y $x = 90$ m ni la altura ni el allanamiento de la base de los surcos prácticamente no sufren variaciones respecto su forma inicial.

La evolución de la forma del surco durante la campaña de riegos 2004 ([Figura V 11](#)) tuvo un comportamiento parecido al descrito para el año 2003. Es especialmente interesante observar la evolución a lo largo de la campaña de riegos de la forma del surco en $x = 0$ m del módulo 3 (en color verde). Se le aprecia una reducción paulatina de su profundidad máxima con los riegos de la campaña y, además, la sedimentación de partículas de suelo con una anchura de hasta 24 cm.

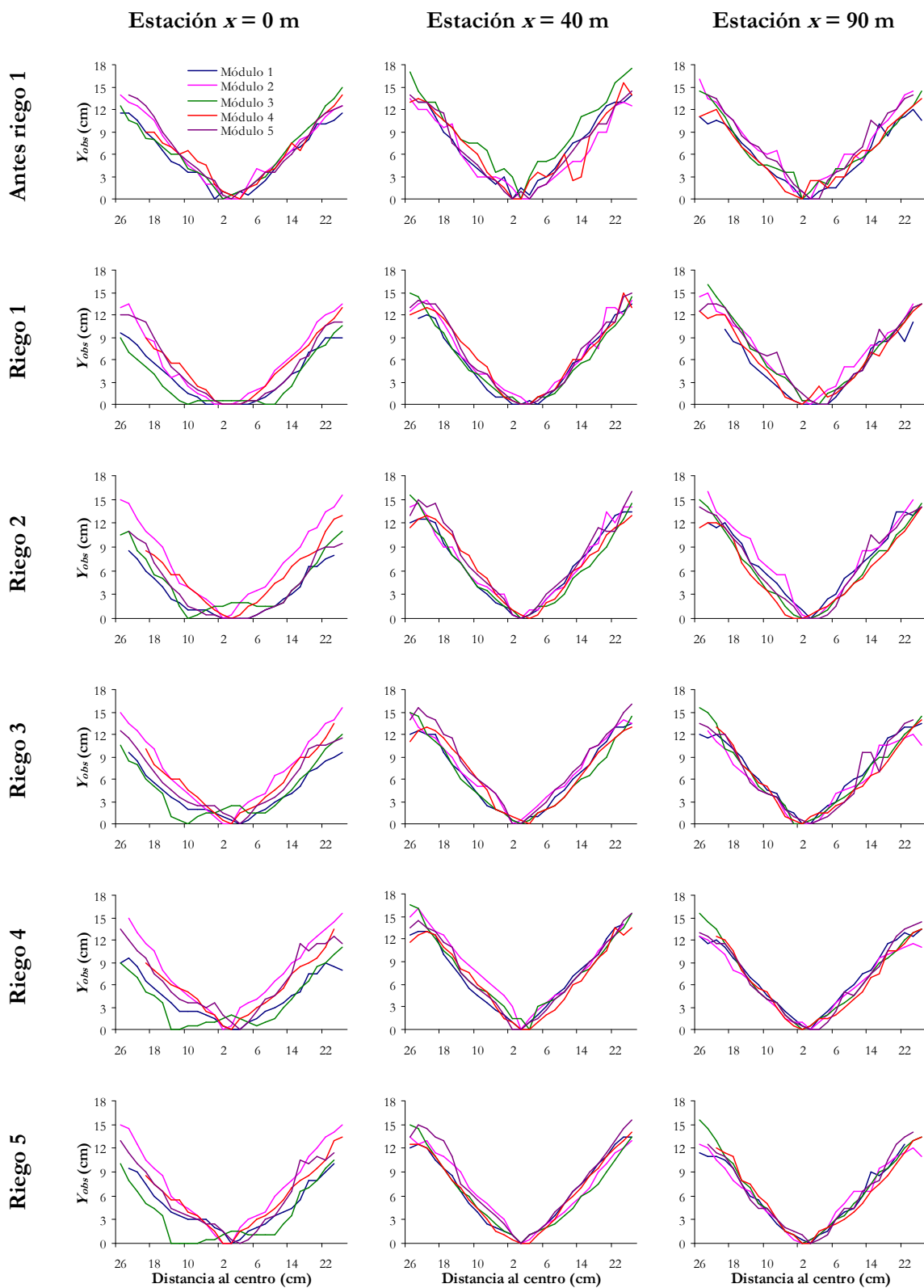


Figura V 11. Lecturas de la forma del surco en los 5 módulos de riego, para cada momento de medida (antes del riego 1 a después del riego 5) y en cada estación de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) realizadas durante la campaña de riegos 2004.

Una forma más objetiva de comparar la variación relativa entre las formas del surco a lo largo de las campañas de riego y en distintos puntos de la longitud total del surco es calcular la diferencia absoluta entre lecturas de la geometría de los surcos (DA) tal como refleja la ecuación [V.3]. Concretamente se calcularon las DA entre las geometrías medias de los 5 módulos de riego.

$$DA = \sum_{i=1}^{i=n} |y_i - y_{i.ref}| \quad [V.3]$$

donde DA es la diferencia absoluta, en m, entre las geometrías del surco elegido y las del surco de referencia; y_i es la altura del suelo, en m, medida en el punto i del surco elegido; $y_{i.ref}$ es la altura del suelo medida en el punto i del surco de referencia; y n es el número total de puntos medidos a lo largo de la sección transversal del surco.

La Figura V 12 muestra, para cada una de las estaciones de medida de los surcos las DA de la forma del surco respecto su forma antes de realizar ningún riego (surco de referencia) en la parcela experimental. Los datos del año 2003 (Figura V 12 (a)) muestran como, a medida que se realizan más riegos durante la campaña la variación de la forma del surco respecto su forma inicial también tiende a aumentar. Esto sucede, en general, de forma más acusada en la abscisa $x = 0$ m del surco tal como muestran los valores medios de los riegos. Estos valores también indican que la forma del surco en $x = 40$ m y $x = 90$ m ha variado, en los 5 riegos realizados, prácticamente la misma magnitud respecto a su forma inicial. Resultados parecidos en la medias se obtuvieron el año 2004 (Figura V 12 (b)). Sin embargo, a grandes rasgos, la tendencia a medida que avanzó la campaña de riegos fue inversa a la del año 2003. En este caso se observó que, después del riego 1, la forma del surco tendió a parecerse más, a medida que se realizaron los riegos, a la forma que tenía al inicio de la campaña. No se relaciona este comportamiento a ninguna causa detectada con los datos que se tomaron en la parcela experimental durante las experiencias.

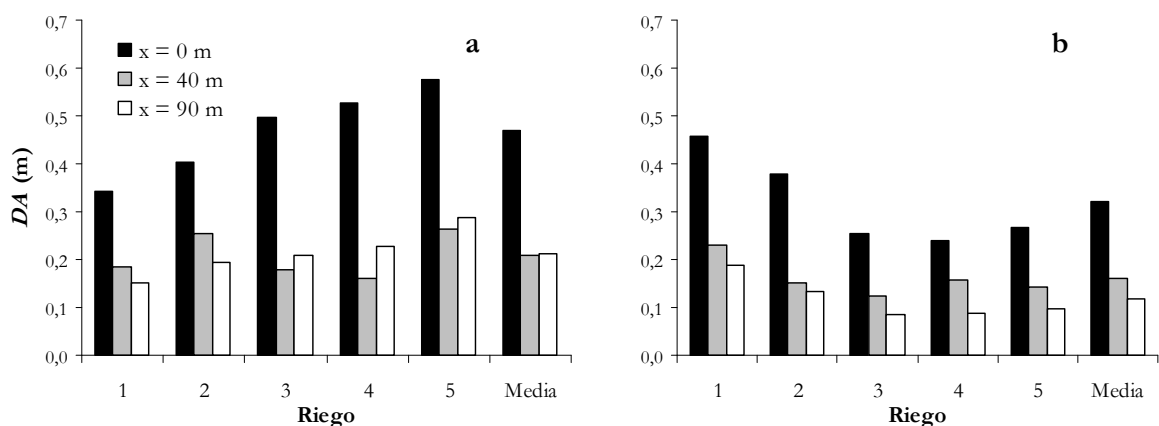


Figura V 12. Diferencias absolutas (DA), en metros, de la forma del surco en las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) respecto a la forma del surco anterior al riego 1 para (a) el año 2003 y (b) el año 2004.

Otra manera de observar la evolución de la forma del surco a lo largo de la campaña de riegos es a partir de las columnas que muestra la Figura V 13. En esta figura se representa los valores de DA de la forma de un surco de un riego respecto a la geometría anterior a éste. La magnitud de las columnas, entonces, dan una idea del grado de cambio que ha

sufrido la forma del surco debido al efecto de un riego concreto. Los resultados obtenidos en los años 2003 (Figura V 13 (a)) y 2004 (Figura V 13 (b)) muestran que la variación más importante de la geometría del surco sucedió durante el riego 1 en la estación $x = 0$ m y durante los riegos 1 o 2 en las estaciones $x = 40$ m y $x = 90$ m. Los valores medios reflejan, como, en general, la estación $x = 0$ m, seguida por la estación de $x = 40$ m, sufre más variaciones en cada evento de riego que la estación más alejada de la cabecera del surco.

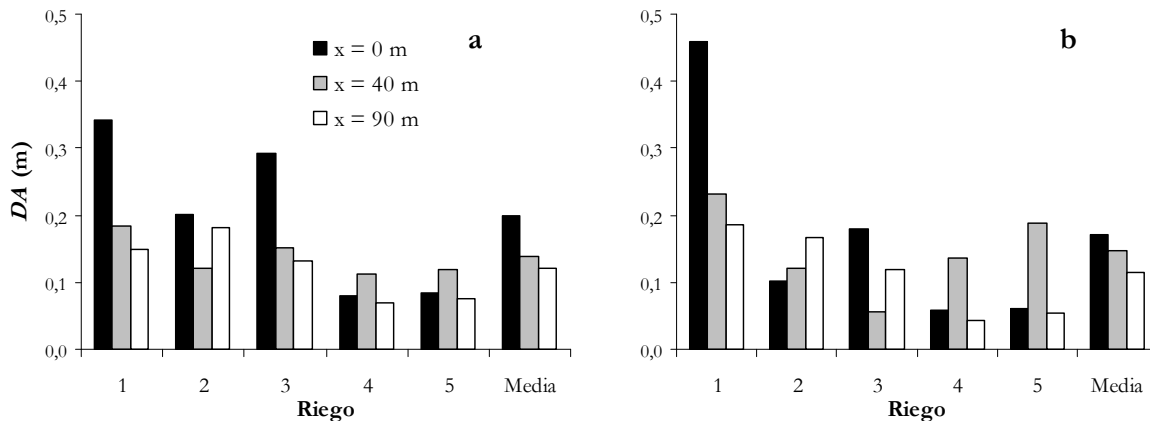


Figura V 13. Diferencias absolutas (DA), en metros, de la forma del surco en las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) respecto a la forma del surco anterior a cada uno de los 5 riegos efectuados durante (a) el año 2003 y (b) el año 2004.

Los resultados presentados en la Figura V 12 y la Figura V 13 muestran el efecto principal que tiene el agua que fluye por un surco sobre su geometría. Se basa en su capacidad erosiva que suaviza las pendientes y la base del surco. Este efecto es directamente proporcional a la velocidad del flujo del agua y es especialmente importante durante el primer riego de la campaña cuando el surco está formado básicamente por terrones de suelo provocados por el laboreo de conformación de los surcos. Además, junto con este efecto, se observó durante las experiencias que en la abscisa $x = 0$ m hubo una acumulación de material en la base del surco que modificó, incluso a nivel visual, sensiblemente su geometría.

Con el fin de observar gráficamente los valores numéricos anteriores se presenta la Figura V 14 donde se aprecia, en ambas campañas de riego, como la variación relativa de la forma del surco en la abscisa $x = 0$ m después del riego 1 es más acusada que después de los 4 riegos posteriores. En cambio, en $x = 40$ m y $x = 90$ m, la geometría del surco prácticamente no varió respecto su forma inicial.

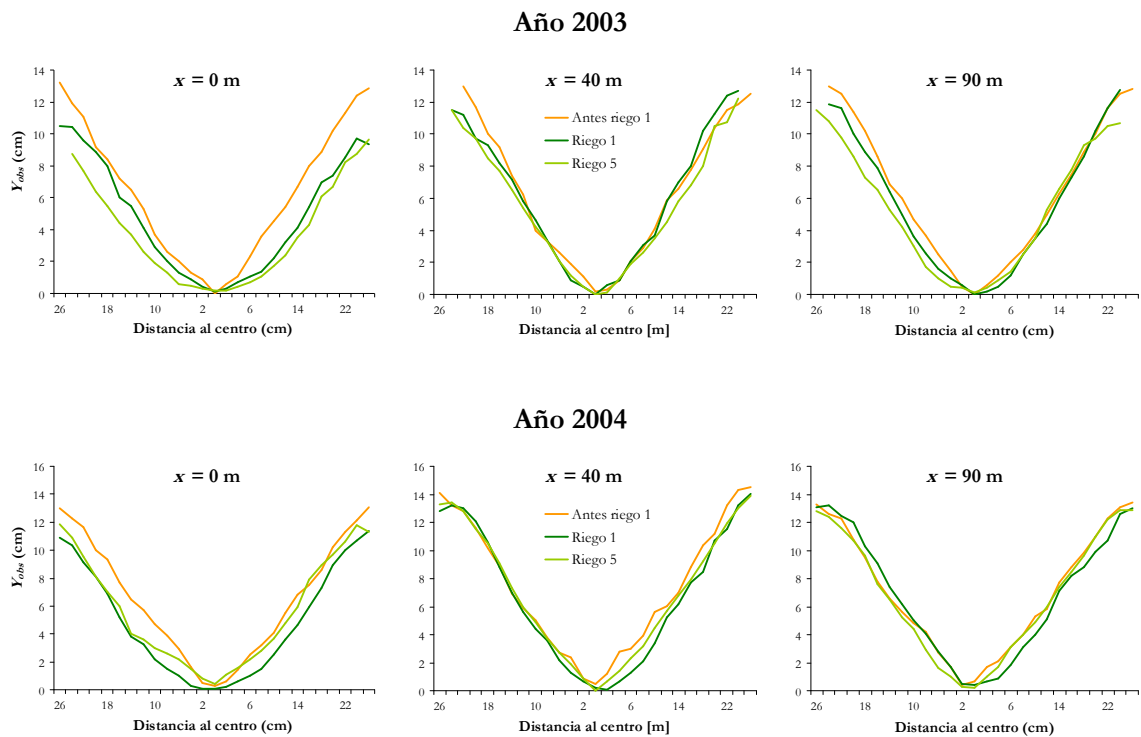


Figura V 14. Variación del perfil transversal del surco de riego en cada una de las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) en los momentos más significativos (antes del riego 1 y después de los riegos 1 y 5) de las campañas de riego 2003 y 2004.

Una forma de comprobar el razonamiento anterior es observando la evolución de la forma del surco teniendo en cuenta la variación de las alturas relativas de la base del surco a lo largo del riego. La **Figura V 15** muestra como, en todos los puntos de medida, la geometría media de los 5 módulos antes del riego 1 se modificó por efecto del riego 1. En todas las estaciones de medida se detectó una suavización de los terrones de suelo presentes en las laderas y en la base del surco por el efecto erosivo del agua del riego 1. Los cambios en la geometría del surco no fueron tan significativos después de los 4 riegos posteriores. La estación $x = 0$ m tuvo un comportamiento singular: la suavización de la base del surco se compensó por el aporte de material arrastrado del punto de impacto del agua a la entrada de cada surco.

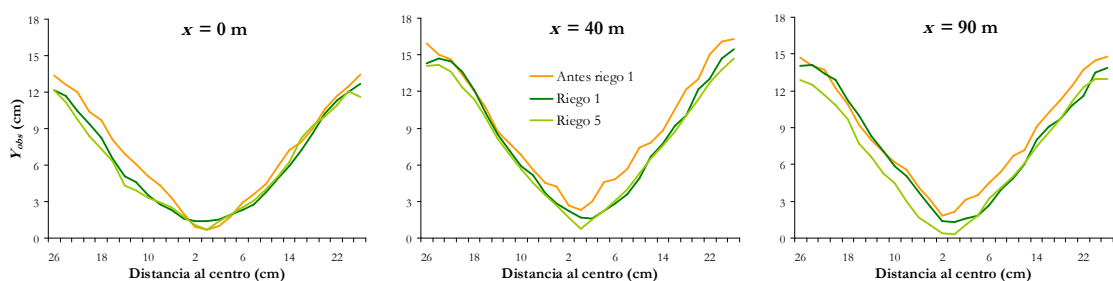
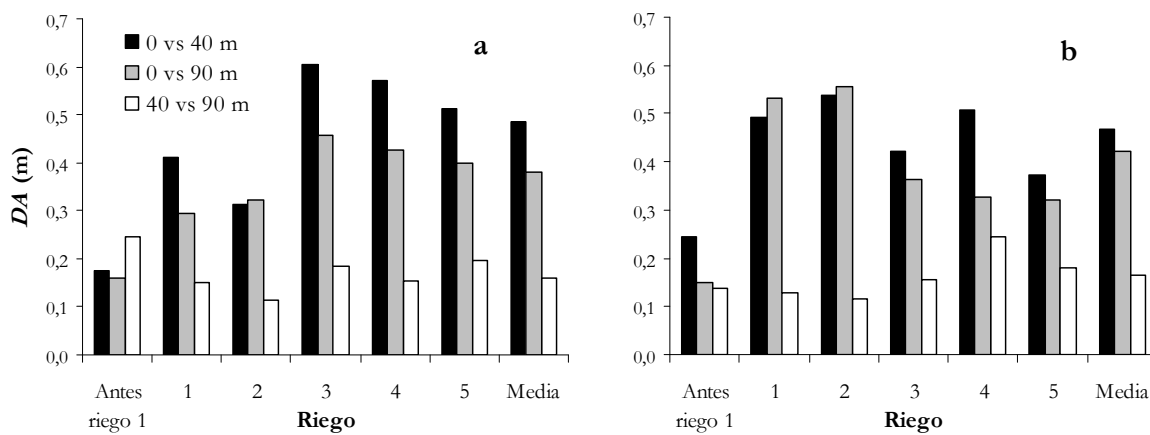


Figura V 15. Valores medios de los 5 módulos de riego de la geometría del surco junto con la variación de las alturas relativas de su base en cada una de las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) en tres momentos distintos (antes del riego 1 y después de los riegos 1 y 5) de la campaña de riegos 2004.

Otra forma de comparar las diferencias relativas de la forma del surco es el análisis entre las estaciones de medidas. La [Figura V 16](#) muestra las DA (ecuación [V.3]) entre las geometrías medidas de las estaciones de medida. Los resultados indican el mismo comportamiento para ambas campañas de riego. Se observó como, antes del riego 1, los valores de DA entre todas las estaciones de medida tenían, aproximadamente, el mismo valor que osciló entre 0,14 y 0,25 m. Esto significa que las geometrías del surco, antes de iniciar el riego, fueron parecidas en toda la longitud del surco. Después del riego 1 se aprecia como, mientras que en la comparativa entre $x = 40$ y $x = 90$ m (barras blancas) los valores de DA se mantuvieron bajos, se incrementaron las diferencias relativas de éstas respecto a la abscisa $x = 0$ m (barras negras y grises). Esta tendencia se mantuvo durante el resto de riegos de los años de experimentación.



[Figura V 16](#). Diferencias absolutas (DA), en metros, de la forma del surco entre cada una de las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) en cada uno de los eventos de riego (a) del año 2003 y (b) del año 2004.

Los resultados de la figura anterior se muestran de forma gráfica en la [Figura V 17](#). En ambas campañas de riego se observa la similitud de geometrías en todas las estaciones de medida antes del riego 1 y como, después de este riego, las formas siguen relativamente parecidas entre las estaciones $x = 40$ m y $x = 90$ m aunque no para $x = 0$ m.

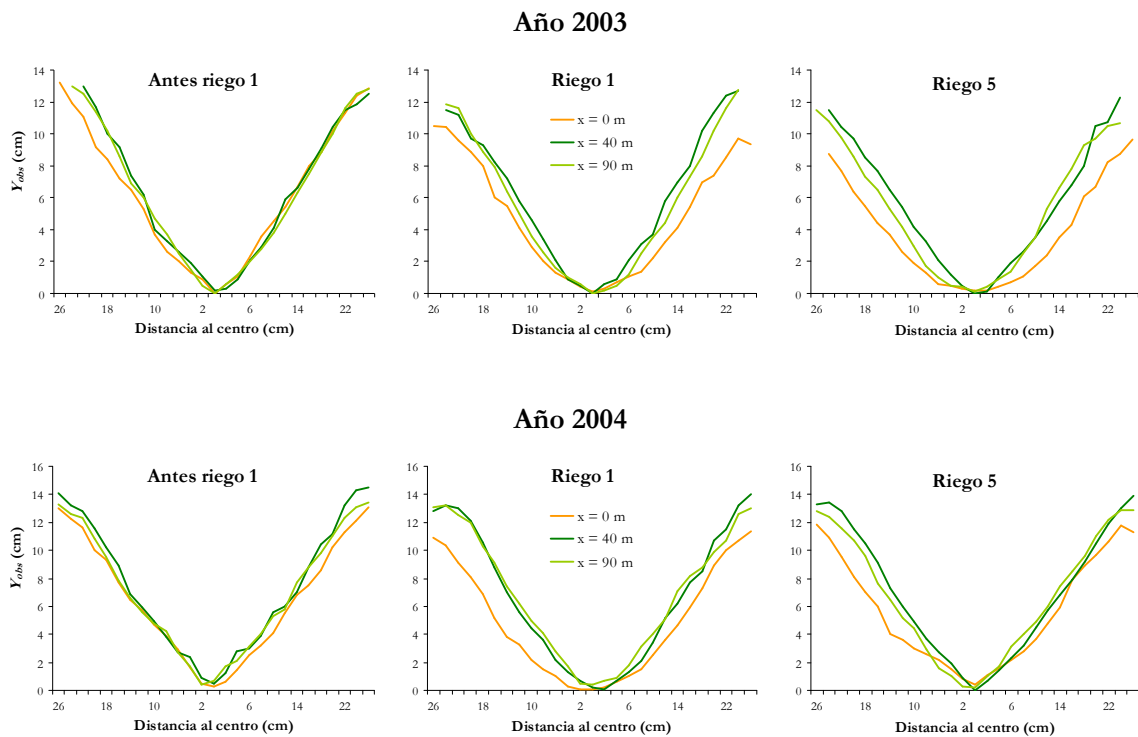


Figura V 17. Variación del perfil transversal del surco de riego en cada una de las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) en los momentos más significativos (antes del riego 1 y después del riego 1 y 5) de las campañas de riegos 2003 y 2004.

Se deduce entonces que el riego 1, aunque afecta a la geometría del surco en toda su longitud (ver, por ejemplo, la Figura V 15), modifica la forma del surco en $x = 0$ m de forma sensiblemente distinta a la de las restantes estaciones de medida. Así pues, se concluye que la medida de la forma del surco característica para una campaña de riegos es preciso medirla después del riego 1 y a una distancia suficientemente alejada de la cabecera para evitar la medición de geometrías afectadas por la deposición de materiales arrastrados de la cabecera del surco. Además, se aconseja la medición de la forma del surco en varios puntos (repeticiones) del campo que se pretenda caracterizar tal como aconseja Trout (1991). Estas recomendaciones se suman a las de Cahoon (1995) quien propuso, para las mediciones en campo, las características que el perfilómetro debe tener y la distribución de las observaciones en el sentido longitudinal del surco.

5.4.5.2. Ajuste a funciones matemáticas

La relación entre la altura del surco o lámina de agua (y) y la distancia al centro del surco (z) se han medido con el perfilómetro según se describe en el apartado 4.3.2.6. Estos datos se han ajustado a las funciones matemáticas potencial, polinomial, triangular y trapezoidal. La expresión de cada una de estas funciones se pueden observar en la Figura V 18.

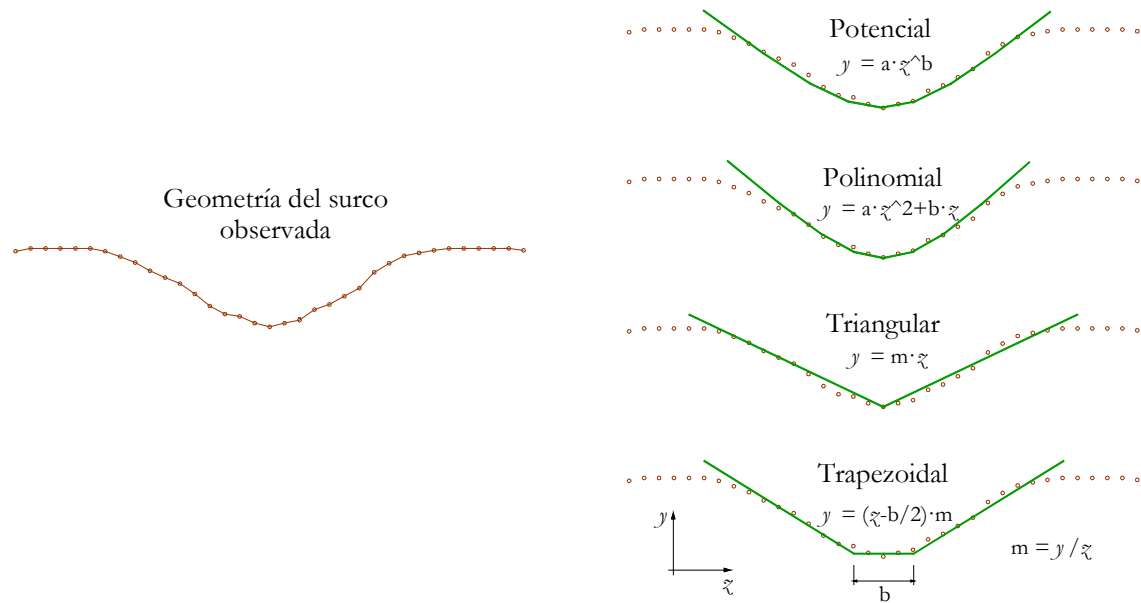


Figura V 18. Tipos de funciones matemáticas utilizadas para el ajuste de las formas del surco medidas en la parcela experimental.

Según el tipo de función matemática a la que se ajuste la forma del surco medida con el perfilómetro, autores como Cahoon (1995) y Strelkoff y Clemmens (2000) han descrito los procedimientos para el cálculo de las ecuaciones [III.63] y [III.64].

Los valores de *RMSE* representados en la Figura V 19 muestran como, en la mayoría de los casos y en ambas campañas de riego, la función matemática de tipo potencial es la que mejor se ajusta a las geometrías medidas en el campo con una *RMSE* media de 5,03 mm para el año 2003 y 7,95 mm para el año 2004. Solamente en cuatro ocasiones ($x = 0$ m del riego 1 y 4, $x = 90$ m del riego 5 del año 2003 y, del año 2004, en la abscisa $x = 0$ m del riego 1) se ajustó mejor la función trapezoidal con anchuras de la base entre 8 y 12 cm. Sin embargo, a pesar de los mejores ajustes puntuales de la función de tipo trapezoidal, el siguiente tipo de función matemática que, de media, mejor ajuste obtuvo fue la polinomial con una *RMSE* media de 5,41 y 8,16 mm para los años 2003 y 2004 respectivamente. Finalmente las funciones de tipo triangular y trapezoidal se alternaron las siguientes dos posiciones en los años 2003 y 2004.

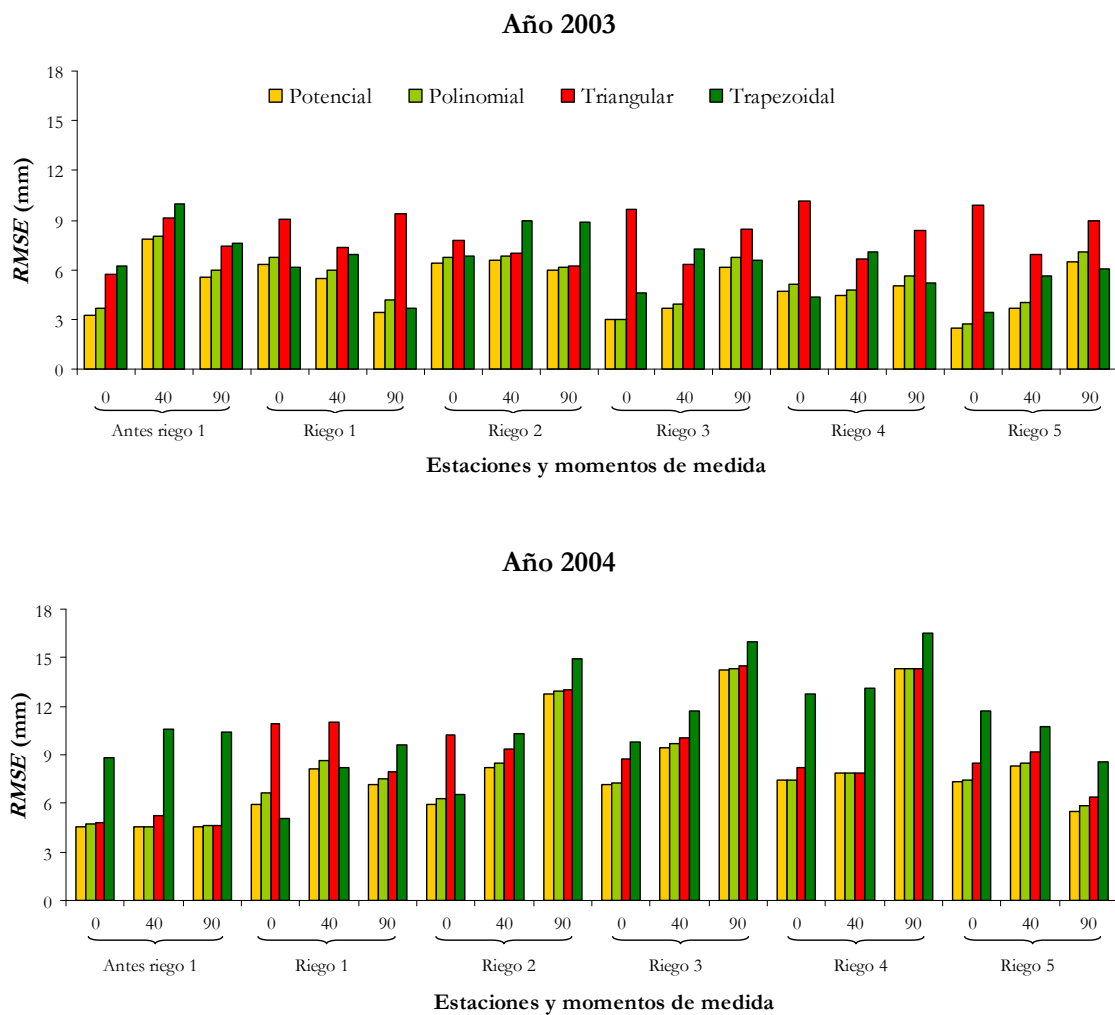


Figura V 19. Raíz del error cuadrático medio ($RMSE$), en milímetros, de los ajustes potencial, polinomial, triangular y trapezoidal a las formas del surco medidas en cada una de las estaciones ($x = 0, 40$ y 90 m) en seis momentos diferentes (antes del riego 1 y después de los 5 riegos) de las campañas de riego 2003 y 2004.

Se concluye pues que, aunque en casos puntuales el surco se ajuste a una función de tipo trapezoidal, la función de tipo potencial es la que mejor refleja la geometría del surco analizado en la parcela experimental durante los años 2003 y 2004 (Poch *et al.*, 2004). Los índices de una función matemática de tipo potencial (a y b , ver Figura V 18) de la forma del surco para los momentos más representativos de una campaña de riego se relacionan a la Tabla V 12.

Tabla V 12. Índices de la función matemática de tipo potencial, $y = a \cdot x^b$, en cm, para el ajuste de la forma del surco en las estaciones de medida ($x = 0, 40$ y 90 m) en los momentos más significativos (antes del riego 1 y después del riego 1 y 5) de las campañas de riegos 2003 y 2004.

Momento	Estación	Año 2003		Año 2004 (*)	
		<i>a</i>	<i>b</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
Antes riego 1	$x = 0$ m	0,271	1,196	0,523	1,033
	$x = 40$ m	0,291	1,199	0,635	1,079
	$x = 90$ m	0,282	1,202	0,547	1,019
Después riego 1	$x = 0$ m	0,133	1,354	0,773	1,429
	$x = 40$ m	0,280	1,206	0,824	1,278
	$x = 90$ m	0,140	1,422	0,635	1,123
Después riego 5	$x = 0$ m	0,038	1,714	0,573	1,165
	$x = 40$ m	0,207	1,280	0,643	1,112
	$x = 90$ m	0,184	1,292	0,624	1,114

(*) y y x medidos en m.

5.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. SIMULACIÓN DEL RIEGO POR SUPERFICIE EN SURCOS

Con el propósito de elegir una herramienta útil para la predicción de las dosis de agua infiltrada a lo largo del surco se han utilizado los datos de los eventos de riego realizados en el ensayo experimental. Estos datos han servido para la elección, en primer lugar, de una metodología para la determinación de la función de infiltración en los surcos de riego. Posteriormente, con las funciones de infiltración calculadas, se ha evaluado qué código de simulación describe mejor los riegos efectuados.

5.5.1. DETERMINACIÓN DE LA FUNCIÓN DE INFILTRACIÓN

Las funciones de infiltración calculadas con RAIEOPT (función de Horton) y EVASUP2 (función de Kostiakov simple) para el surco n° 4 se muestran en la [Figura V 20](#). El comportamiento general de las funciones de infiltración calculadas se observa de forma clara en las representaciones del riego 5: las formas de la función de infiltración reflejan el comportamiento que les impone la ecuación matemática que las define.

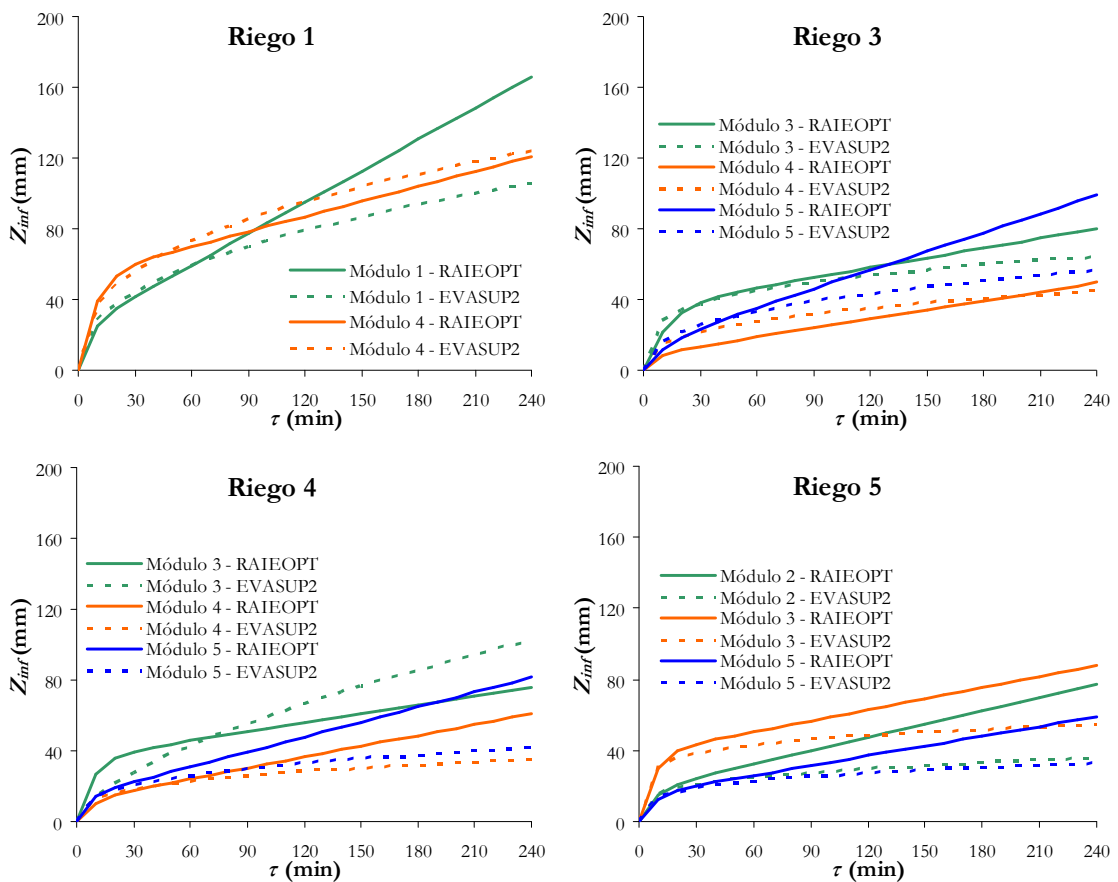


Figura V 20. Funciones de infiltración calculadas con los programas RAIEOPT y EVASUP2 a partir de los datos de la campaña 2004 del surco n° 4 de cada módulo de riego.

La función de infiltración de Kostiakov simple (ecuación [III.62]) no incluye el parámetro de infiltración estabilizada (f_0) (ecuación [III.61]). Este parámetro, conceptualmente, es igual al valor de conductividad hidráulica saturada (K_s) del suelo y representa la velocidad de infiltración del agua en el suelo después del período transitorio inicial de infiltración. Así pues, en las funciones de infiltración calculadas con EVASUP2, la cantidad de agua infiltrada en el surco después de este período inicial de transición de la infiltración se mantiene prácticamente constante. Este comportamiento no se observa en las funciones de infiltración calculadas con RAIEOPT puesto que la función de infiltración de Horton (ecuación [III.57]) tiene el parámetro C_s que es análogo a la K_s (ecuación [III.58]). En consecuencia se observa en la Figura V 20 que, en la mayoría de los casos, excepto en el módulo 4 del riego 1 y 3 y el módulo 3 del riego 4, las funciones de infiltración de Horton predicen cantidades de agua infiltrada superiores a las funciones de Kostiakov simple para tiempos de contacto superiores, aproximadamente, a los 60 o 90 minutos.

Dado que, a grandes rasgos, las diferencias entre las funciones de infiltración de Horton y de Kostiakov simple están en el parámetro de infiltración estabilizada, parecería lógico incorporar a la función calculada con EVASUP2 el sumando $f_0 \cdot \tau$ con el fin que se asemejaran más ambas funciones. Se podría pensar en sustituir, con el correspondiente cambio de unidades, el valor calculado con RAIEOPT de C_s por el parámetro f_0 en cada uno de los módulos de riego. Esta sustitución, que a nivel intuitivo parece una forma sencilla de intentar asemejar ambas funciones de infiltración, no se considera una forma adecuada para intentar aproximar la expresión de Kostiakov simple a la cinética de infiltración del agua en un suelo. La principal razón es que los parámetros de las funciones de infiltración de Horton o de Kostiakov simple se obtienen indirectamente a partir de los datos de comportamiento del riego observados durante los eventos. Es decir, los programas RAIEOPT y EVASUP2, ajustan los parámetros de las funciones de infiltración por regresión no lineal al comportamiento (fase de avance) observado durante los eventos de riego. Esto significa que los parámetros obtenidos B , C_s y ρ de la función de Horton y k y a de la función de Kostiakov simple responden al comportamiento real observado del riego en el campo. Intentar modificar, en este caso, la función de infiltración de Kostiakov simple supondría que esta no reflejara el comportamiento del riego a partir del cual fue deducida.

A pesar de lo comentado anteriormente, si se analiza en la Figura V 20 el comportamiento de las funciones de infiltración calculadas a partir de los eventos de riego durante el tiempo en que se suministra agua en la parcela de riego (tiempos de corte, ver Tabla V 7), es decir, durante los primeros 124 minutos de media en el primer riego y durante los 85 primeros minutos en el resto de riegos en la campaña 2004, se observa como las funciones de infiltración calculadas con EVASUP2 y con RAIEOPT, a pesar de presentar diferencias entre las cantidades de agua infiltradas en el suelo (Z_{inf}) en los tiempos bajos y altos de este período, se asemejan entre sí en la cantidad total de Z_{inf} . Este comportamiento se explica -como se ha comentado anteriormente- porque el cálculo de las funciones de infiltración se deduce del comportamiento de riego durante la fase de avance del agua, por tanto, las Z_{inf} tienden a ser parecidas independientemente del modelo utilizado para el cálculo de la función de infiltración.

Aparte del estudio a nivel singular de las funciones de infiltración del surco n° 4 en cada uno de los módulos donde se obtuvieron resultados coherentes con EVASUP2, se cree conveniente conocer las funciones de infiltración medias calculadas para cada uno de los riegos. En la Tabla V 13 se relacionan los valores medios de cada riego de los parámetros que definen las funciones de infiltración de Horton y de Kostiakov simple. En la Figura V 21 se representan los valores de la tabla mencionada.

Tabla V 13. Valores medios calculados de los parámetros B , en l/m, C_s , en l/m \cdot min, y ρ de la función de infiltración de Horton calculados con RAIEOPT y los parámetros k_e , en mm/min a , y a de la función de infiltración de Kostiakov simple calculados con EVASUP2. Datos de la campaña de riegos 2004.

Riego	Horton			Kostiakov simple ⁽¹⁾	
	B (l/min)	C_s (l/m \cdot min)	ρ (-)	k_e (mm/min a)	a (-)
1	28,7	0,260	0,102	13,007	0,398
2	11,7	0,158	0,139	-	-
3	10,0	0,142	0,142	9,562	0,320
4	11,7	0,145	0,152	4,557	0,467
5	11,3	0,138	0,158	12,467	0,217

⁽¹⁾ parámetros calculados de la media de los módulos con datos coherentes. No se calcularon los parámetros del riego 2 porque no se disponía de datos.

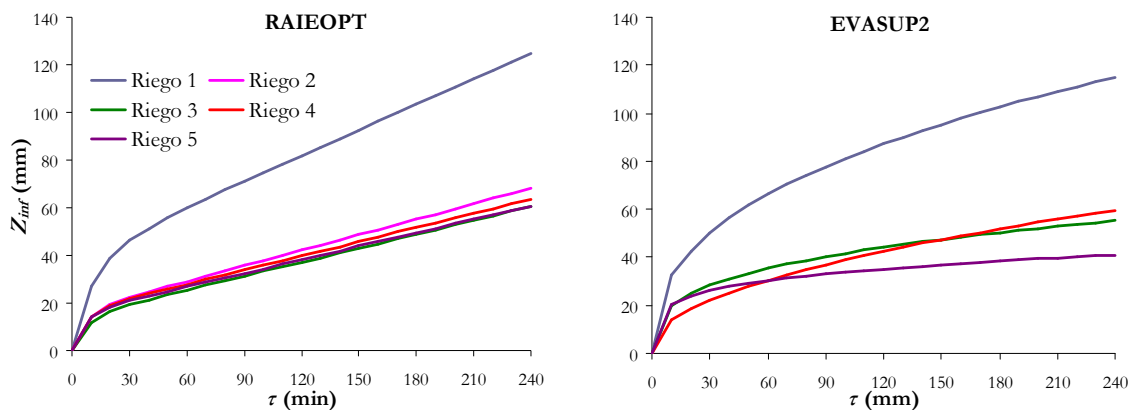


Figura V 21. Funciones medias de infiltración calculadas con los códigos RAIEOPT y EVASUP2 de los riegos de la campaña 2004.

A primera vista se aprecia la diferencia en las representaciones de las funciones de infiltración del riego 1 respecto al resto de riegos. Es conocido que, en riego por superficie, la infiltración del agua en el suelo está estrechamente ligada al proceso de avance del agua por encima de él. No sorprende encontrar, entonces, este comportamiento de la infiltración ya que resultados parecidos se observaron en los avances de las láminas de agua (ver Figura V 1 o Figura V 2). La causa de la reducción de la velocidad de infiltración se atribuye al efecto que el agua del riego 1 tiene sobre el suelo que conforma el surco. Las partículas de suelo que arrastra el flujo de agua se depositan en la base del surco creando una costra que reduce la tasa de infiltración de agua en riegos posteriores.

Comparando entre los códigos utilizados se aprecia el comportamiento que ya se ha comentado anteriormente con la Figura V 20. Puesto que cada código calcula una función de infiltración con una expresión matemática diferente, también en la Figura V 21, se observa que para tiempos de contacto altos la función calculada con RAIEOPT tiene una

velocidad de infiltración casi constante y una Z_{inf} que tiende a ser superior que la que estiman las funciones calculadas con EVASUP2.

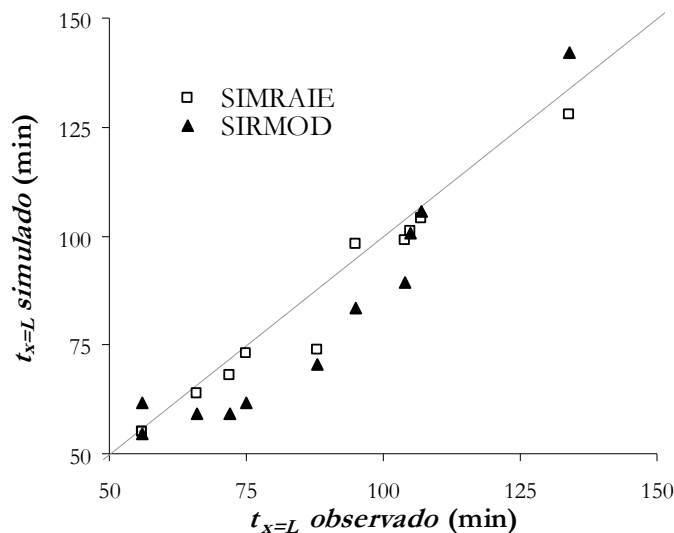
5.5.2. SIMULACIÓN DEL RIEGO OBSERVADO

La correcta simulación de la fase de avance de un riego es importante desde el punto de vista de la predicción, en tiempo real, del comportamiento inmediato de un riego determinado. Es decir, es importante para poder predecir con exactitud el $t_{x=L}$ de un evento concreto y, en consecuencia, poder definir, si se quiere y con unos criterios determinados preestablecidos, el t_{co} del riego.

El otro aspecto interesante de conocer es la distribución de las dosis de agua infiltradas en el sentido longitudinal del surco ($Z_{inf}(x)$) durante un evento de riego. La $Z_{inf}(x)$ permite establecer criterios de eficiencia y uniformidad de riego con los que, si se desea, preestablecer los criterios para definir el t_{co} del riego.

5.5.2.1. Tiempo de avance al final de la parcela

La [Figura V 22](#) muestra gráficamente la correspondencia entre los tiempos de avance observados de la lámina de agua al final de la parcela ($t_{x=L}$) y los valores simulados con los códigos SIMRAIE y SIRMOD. Gráficamente y en general se aprecia una buena correlación entre los $t_{x=L}$ simulados y sus respectivas parejas de valores observados. Asimismo los mismos valores indican gráficamente como los modelos tienden a infravalorar los $t_{x=L}$ para los riegos de la región central del gráfico. Con el fin de evaluar numéricamente la capacidad de predicción de los $t_{x=L}$ de ambos modelos se relacionan sus respectivos índices estadísticos de comportamiento ([Tabla V 14](#)) calculados a partir de las [ecuaciones \[III.79\]](#) a [\[III.85\]](#).



[Figura V 22](#). Tiempos de avance ($t_{x=L}$), en minutos, simulados con los códigos SIMRAIE y SIRMOD frente a los tiempos de avance observados en el surco nº 4 durante la campaña de riegos 2004. La línea recta indica correspondencia 1:1 entre valores.

Tabla V 14. Índices estadísticos de comportamiento de los modelos SIMRAIE y SIRMOD para la predicción del tiempo de avance al final de la parcela ($t_{x=L}$), en minutos, en los eventos de riego del año 2004.

Índice estadístico	SIMRAIE	SIRMOD
A	0,951	1,044
B	0,759	-10,203
R^2	0,971	0,903
MD (min)	-3,5	-6,4
rMD (%)	-4,1	-7,3
$RMSE$ (min)	5,4	10,3
$rRMSE$ (%)	6,2	11,8
$RMSE_s$ (min)	3,7	6,5
$rRMSE_s$ (%)	48,3	39,4
$RMSE_u$ (min)	3,9	8,0
$rRMSE_u$ (%)	51,7	60,6
EF	0,947	0,806
d	0,986	0,956

La desviación media (MD) de la tabla anterior muestra como el código SIMRAIE infraestima el $t_{x=L}$ en 3,5 min de media mientras que SIRMOD lo hace en 6,4 min. Esto se traduce en porcentajes de desviación media relativa (rMD) de -4,1% y de -7,3% respectivamente para los códigos SIMRAIE y SIRMOD. Se obtienen resultados parecidos en la raíz del error cuadrático medio ($RMSE$) donde las predicciones realizadas con SIRMOD son prácticamente el doble de las realizadas con SIMRAIE. Finalmente los índices de eficiencia del modelo (EF y d) corroboran los resultados ya comentados y muestran que, aunque ambos tienen buena aptitud para su estimación, SIMRAIE es relativamente más idóneo para la predicción de los $t_{x=L}$ que el código SIRMOD.

5.5.2.2. Dosis de agua infiltradas

La predicción de las dosis de agua infiltradas a lo largo de la longitud del surco ($Z_{inf}(x)$) es otra de las variables de salida de los códigos de simulación que conviene predecir adecuadamente. Su correcta estimación es importante ya que a partir de ella se definen los índices de calidad de un riego.

En la parcela experimental se tomaron datos de contenido de agua en el suelo (apartado 4.3.2.7) y se calcularon las dosis de agua infiltradas observadas ($Z_{inf}^{obs}(x)$) en el surco n° 4 y en los puntos centrales de cada repetición experimental, es decir, en las abscisas $x = 17$, $x = 51$ y $x = 80$. Para ello se utilizó la ecuación [IV.11].

Cada uno de los valores de Z_{inf}^{obs} se han utilizado de referencia para la determinación del ajuste de las Z_{inf} que estiman los códigos SIMRAIE y SIRMOD. Además, también se ha evaluado la capacidad de predicción de las Z_{inf} en el caso que se realizara su cálculo a partir de la ecuación [IV.10], es decir, a partir de la Z_{inf}^{pond} .

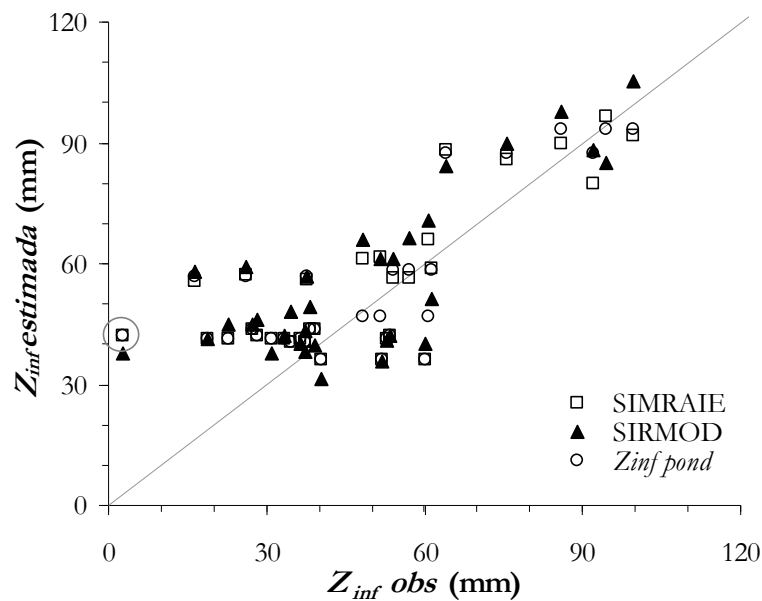


Figura V 23. Dosis de agua infiltradas (Z_{inf}), en milímetros, simulados con los códigos SIMRAIE y SIRMOD y estimados a partir de la ecuación [IV.10] ($Z_{inf\ pond}$) frente a las dosis de agua infiltradas observadas ($Z_{inf\ obs}$) en el surco n° 4 durante la campaña de riegos 2004. La línea recta indica correspondencia 1:1 entre valores.

De la Figura V 23 se deduce como a partir de valores superiores a $Z_{inf\ obs} = 40$ mm existe una correlación positiva entre los valores observados y simulados o estimados. Es por debajo de éstos 40 mm donde parece que las estimaciones realizadas se muestran insensibles a los cambios de $Z_{inf\ obs}$ en la parcela experimental. Se podría pensar entonces que, a juzgar por los resultados, tanto los códigos de simulación como el método de estimación de la $Z_{inf\ pond}$ (ver apartado 4.3.2.3, ecuación [IV.10]), sobreestiman las dosis de agua infiltradas cuando éstas son inferiores a unos 40 mm. Sin embargo, la explicación a tal comportamiento se explica a partir del hecho que los valores calculados de $Z_{inf\ obs}$ están sujetos a errores experimentales derivados de la alta variabilidad inherente a los muestreos de suelo con barrena para la determinación del contenido de agua en el suelo. Además, las muestras con un contenido de agua en el suelo bajo acusan más a nivel relativo estos posibles errores experimentales que se puedan comentar. Prueba de ello es el valor de $Z_{inf\ obs}$ del módulo 5 en el riego 4 que es de 3 mm cuando el valor de $Z_{inf\ pond}$ para ese módulo y riego fue de 42 mm (indicado con un círculo en la Figura V 23). Es por esta razón que se explica el comportamiento similar -y no correlacionado respecto las $Z_{inf\ obs}$ - de las Z_{inf} estimadas cuando las $Z_{inf\ obs}$ se midieron por debajo de unos 40 mm. Además por debajo de este valor el comportamiento de ambos códigos, junto con la estimación de la $Z_{inf\ pond}$, sigue siendo tan parecido como por encima de él.

Tabla V 15. Índices estadísticos de comportamiento de los modelos SIMRAIE y SIRMOD y los valores calculados de dosis de agua infiltrada ponderada ($Z_{inf\ pond}$) para la predicción de las dosis de agua infiltradas, en milímetros, en los eventos de riego del año 2004.

Índice estadístico	SIMRAIE	SIRMOD	$Z_{inf\ pond}$
A	0,621	0,672	0,626
B	24,852	23,862	23,583
R^2	0,603	0,606	0,584
MD (mm)	6,8	8,2	5,8
rMD (%)	14,2	17,3	12,1
$RMSE$ (mm)	15,9	16,6	15,8
$rRMSE$ (%)	33,3	34,9	33,2
$RMSE_s$ (mm)	11,0	11,1	10,3
$rRMSE_s$ (%)	47,8	44,8	42,2
$RMSE_u$ (mm)	11,5	12,3	12,0
$rRMSE_u$ (%)	52,2	55,2	57,8
EF	0,513	0,468	0,516
d	0,846	0,845	0,848

La [Tabla V 15](#) muestra los índices de comportamiento de los modelos evaluados y el método de predicción de la $Z_{inf\ pond}$ respecto los datos de $Z_{inf\ obs}$. En general se observa como los códigos y método evaluados tienden a sobreestimar entre un 15,8 y un 16,6% de media (rMD) los valores de $Z_{inf\ obs}$. Además los errores de estimación observados ($RMSE$) se distribuyen en un 45% de media ($rRMSE_s$) al efecto de la tendencia de los valores (errores sistemáticos), mientras que el resto, un 55% ($rRMSE_u$), son debidos a la propia dispersión de los parámetros simulados o estimados (errores no sistemáticos). Los índices de eficiencia (EF y d) de los modelos indican la buena convergencia entre los datos predichos y los observados.

Concretando entre los códigos o métodos evaluados, se aprecia como el ajuste por mínimos cuadrados indica que el coeficiente de determinación (R^2) es muy parecido entre los métodos utilizados aunque, en el sentido estricto de los números, son mejores las predicciones que realiza SIRMOD. En ningún otro índice estadístico de comportamiento SIRMOD obtiene la mejor valoración. Esto, probablemente, es debido a la elevada desviación estándar (s_p) de los datos de la simulación con SIRMOD ($s_p = 20$ mm) que, en comparación con la s_p del resto de métodos de estimación ($s_p < 19$ mm), enmascara el alto error producido por el mismo código en el cálculo de R^2 (Willmott, 1981).

El resto de índices muestran los errores producidos por los códigos y el método de predicción basado en la $Z_{inf\ pond}$. Los resultados indican como este último, a pesar de la poca diferencia entre los otros, es el mejor método de entre los evaluados para la estimación de la Z_{inf} en la parcela experimental de riego. Comparando únicamente los códigos de simulación utilizados se observa como las predicciones de SIMRAIE reflejan mejor los valores observados en la parcela experimental que las del código SIRMOD.

5.5.2.3. Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad de los códigos SIMRAIE y SIRMOD se han realizado para estudiar el efecto de las variables independientes de cada código (relacionadas en la [Tabla V 2](#)) sobre dos variables dependientes: el tiempo de avance de la lámina de agua al final de la parcela ($t_{x=L}$) y la eficiencia de aplicación del agua de riego (EA) ([ecuación \[III.36\]](#)). Estas variables dependientes son consideradas por [Zerihun et al. \(1996\)](#) como las más sensibles junto con el índice de percolación profunda (IP) que, en el caso de surcos cerrados, es complementario del valor de la EA . Para ello se ha elegido un riego de referencia (riego 5, módulo 5 y surco n° 4) cuyas variables independientes se muestran en la [Tabla V 16](#). En la misma tabla se muestran también los valores de las variables dependientes que se obtienen de la ejecución de los códigos evaluados con los valores de las variables independientes.

Tabla V 16. Valores óptimos de las variables independientes y dependientes del riego de referencia para el análisis de sensibilidad de los códigos SIMRAIE y SIRMOD.

<i>Variables independientes</i>			
S_o (m/m)	0,0005	λ_c (cm) ⁽¹⁾	7,40
Q_{ent} (l/s)	0,639	K_r (cm/h) ⁽¹⁾	1,126
t_{co} (min)	80	$\Delta\theta_r$ ⁽¹⁾	0,22
n	0,04	k (mm/min ²) ⁽²⁾	0,00558
Z_{req} (mm)	40	a ⁽²⁾	0,266
		ρ_1 ⁽²⁾	0,240
		ρ_2 ⁽²⁾	2,697
<i>Variables dependientes</i>			
$t_{x=L}$ ⁽¹⁾ (min)	64,0	$t_{x=L}$ ⁽²⁾ (min)	59,3
EA ⁽¹⁾ (%)	100	EA ⁽²⁾ (%)	95,4

⁽¹⁾ valores del código SIMRAIE; ⁽²⁾ valores del código SIRMOD

El efecto de cada variable de entrada de los códigos SIMRAIE y SIRMOD sobre las variables de salida $t_{x=L}$ y EA se representan, respectivamente, en la [Figura V 24](#) y en la [Figura V 25](#). Los gráficos que se presentan no incluyen los parámetros de forma del surco σ_1 , σ_2 , γ_1 y γ_2 (ver [ecuaciones \[III.63\]](#) y [\[III.64\]](#)) ya que el código SIRMOD se mostró insensible a ellos.

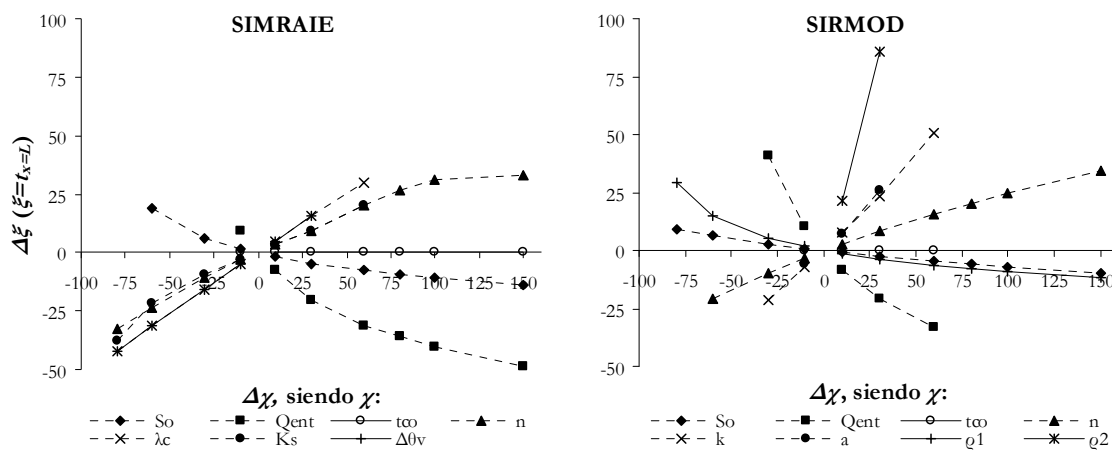


Figura V 24. Análisis de sensibilidad de las variables de entrada a los modelos SIMRAIE y SIRMOD respecto al tiempo de avance al final de la parcela ($t_{x=L}$).

Del estudio de las representaciones de la Figura V 24 se puede deducir, inicialmente, las relaciones -directas o indirectas- existentes entre las variables de entrada y el $t_{x=L}$. Para ambos códigos, los datos que definen la función de infiltración (λ_c , K_s y $\Delta\theta_v$ para SIMRAIE y k y a para SIRMOD), el coeficiente n y el parámetro de forma del surco ρ_2 tienen una relación directa con $t_{x=L}$. En otras palabras, a medida que aumenta su perturbación también lo hace $t_{x=L}$. Se observa, por otro lado, que en los dos códigos evaluados el resto de variables de entrada tienen una relación indirecta excepto para el caso t_{co} , hecho que, dado el riego simulado, se explica porque $t_{x=L} < t_{co}$.

En cuanto a la cuantificación de la sensibilidad de $t_{x=L}$ respecto a las variables evaluadas S_o , Q_{ent} , t_{co} y n se observa como, en ambos códigos, su comportamiento es prácticamente el mismo siendo especialmente sensibles con el Q_{ent} y el n . Es en los parámetros que describen la función de infiltración donde el $t_{x=L}$ que simula el código SIRMOD es más sensible que el código SIMRAIE. Cuando la variación en los parámetros de las funciones de infiltración son del $\pm 30\%$ se observa como el efecto sobre el $t_{x=L}$ es de $\pm 16\%$ para el código SIMRAIE y $\pm 25\%$ aproximadamente para el código SIRMOD. Junto con los parámetros que definen la función de infiltración el código SIRMOD se muestra, también, sensible a los parámetros de forma del surco ρ_1 y ρ_2 , especialmente este último. Esta sensibilidad no la presenta el código SIMRAIE puesto que, para su ejecución, no precisa ningún parámetro para definir la geometría del surco.

Bautista y Wallender (1992) realizaron un análisis de sensibilidad de la variable $t_{x=L}$ considerando la variación en los parámetros n (+10%) y ρ_1 (+5%) como los errores de magnitud posibles en su medida en campo. Obtuvieron incrementos del 9% en los $t_{x=L}$ para ambos parámetros en una parcela de longitud $L = 250$ m. Comparando los resultados del parámetro n el incremento obtenido por estos autores es superior al obtenido del análisis de los códigos SIMRAIE y SIRMOD que, aproximadamente, fue del 3%. La diferencia entre el trabajo de Bautista y Wallender (1992) y el actual es posible que resida en la L de los riegos simulados. Cuánto mayor es la L de una parcela más se acentúan las diferencias entre el comportamiento de un riego, además, tal como demostraron Zerihun *et al.* (1996), la L es una variable a la que los modelos de simulación del riego se muestran especialmente sensibles. Los resultados obtenidos por Bautista y Wallender (1992) para el parámetro de forma del surco ρ_1 tienen el signo contrario que el que se observa en la Figura V 24. Mientras que estos autores observaron que $t_{x=L}$ aumentaba un 9% con una variación del

+5% del valor óptimo de ρ , el código SIRMÓD responde, para $L = 105$ m, con una reducción de $t_{x=L}$ del 1% al aumento de un 10% del valor de referencia de ρ .

En relación a la simulación de la EA del agua del riego, la Figura V 25 muestra la respuesta de SIMRAIE y SIRMÓD a la variación de las variables independientes del modelo relacionadas en la Tabla V 16.

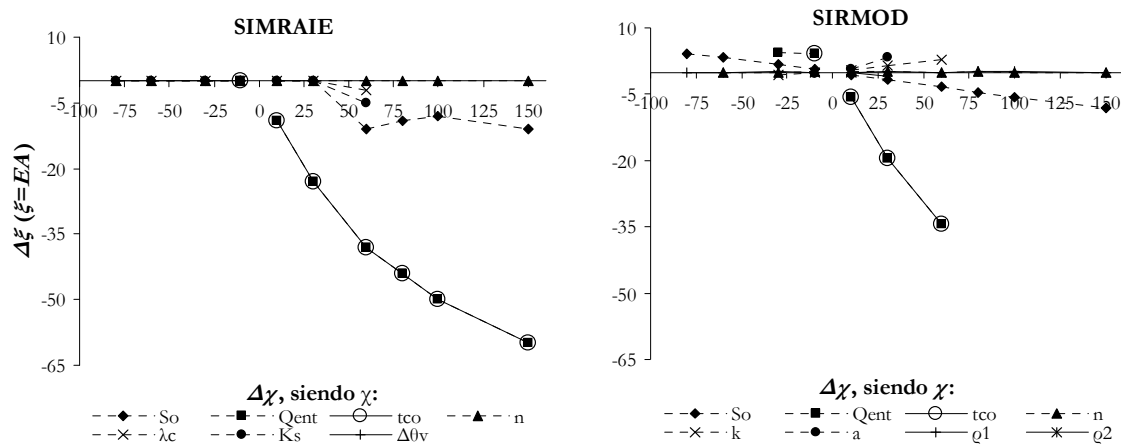


Figura V 25. Análisis de sensibilidad de las variables de entrada a los modelos SIMRAIE y SIRMÓD respecto la eficiencia de aplicación del agua de riego (EA).

Los datos representados en la Figura V 25 muestran como los códigos evaluados son especialmente sensibles en la simulación de la EA con la variación de los parámetros Q_{ent} y t_{co} . Además estos parámetros tienen el mismo grado de efecto sobre la EA simulada. Concretamente un incremento en un 60% de su valor se traduce en una reducción de la EA óptima del 34% (caso del SIRMÓD) y del 38% (caso del SIMRAIE). La causa del mismo comportamiento de las variables Q_{ent} y t_{co} está en que ambas variables inciden de forma directamente proporcional en el volumen total aportado (V_{ap}) de agua en el surco de riego. Dado que prácticamente con los valores óptimos se conseguían EA próximas al 100%, un incremento del V_{ap} representa la pérdida de este volumen de agua en profundidad y, consecuentemente, se refleja en reducciones de la EA .

El resto de variables de entrada -especialmente la pendiente (S_0)- han demostrado en las simulaciones realizadas con SIMRAIE y SIRMÓD que no influyen más de un $\pm 5\%$ sobre la EA óptima. Es evidente pues que, para parcelas con L próximas a la de la parcela experimental, los factores que más influencia tienen sobre la EA son los que afectan directamente al V_{ap} , es decir, el Q_{ent} y el t_{co} .

Resultados similares obtuvieron Zerihun *et al.* (1996) quienes también observaron que los parámetros Q_{ent} y t_{co} fueron dos de los tres parámetros que más influyeron sobre la EA . El otro parámetro fue el factor de forma ρ_2 que, en el caso de presente trabajo, no ha mostrado su efecto en la variable dependiente EA .

En resumen se deduce del análisis de sensibilidad realizado en los códigos SIMRAIE y SIRMÓD que, en general, ambos códigos se han mostrado igualmente sensibles (para $t_{x=L}$ y EA) a las variaciones de las variables comunes de entrada para su ejecución: S_0 , Q_{ent} , t_{co} y n . Es en las variables que caracterizan la función de infiltración y la geometría del surco donde se han observado diferencias en la sensibilidad de los códigos, especialmente para $t_{x=L}$. SIRMÓD es más sensible a los parámetros de la función de infiltración (k y a) en comparación con sus análogas (λ , K_s y $\Delta\theta_v$) del código SIMRAIE. Además SIRMÓD se ha

mostrado muy sensible a las variaciones de forma del surco, especialmente ρ_2 , mientras que, por su lado, SIMRAIE no se ha visto afectado puesto que no precisa parámetros para la definición de la geometría del surco. Es entonces el código SIRMOD que, a juzgar por el análisis de sensibilidad, puede incurrir en más errores en sus estimaciones de $t_{x=L}$ para los mismos errores de precisión en la toma de datos en campo.

5.5.3. ELECCIÓN DEL CÓDIGO DE SIMULACIÓN

Del conjunto de resultados obtenidos en los apartados anteriores se considera, especialmente para el caso estudiado, el código SIMRAIE como el más idóneo para la predicción del comportamiento y las dosis infiltradas de agua en el sentido longitudinal del surco de riego.

La primera de las razones que lo justifica son los resultados objetivos de ajuste de las estimaciones del código a los valores observados de $t_{x=L}$ (Tabla V 14) y Z_{inf} (Tabla V 15). SIMRAIE se ha ajustado mejor que el código SIRMOD al comportamiento observado en los eventos de riego realizados en la parcela experimental. En este sentido cabe poner de manifiesto que mediante la metodología de la $Z_{inf} pond$ se han obtenido mejores ajustes que con el código SIMRAIE. La importancia de los códigos de simulación reside en el hecho que permiten simular los procesos de avance-infiltración que, a su vez, están ligados a las dosis de agua infiltradas en el sentido longitudinal del surco. Uno de los objetivos del presente trabajo es cuantificar la heterogeneidad en la distribución longitudinal del agua en un surco de riego. En este sentido la metodología de la $Z_{inf} pond$ no resuelve este problema. Es por esta razón que la metodología de la $Z_{inf} pond$, aún siendo sencilla de cálculo, no se escoge para la estimación de los procesos de avance-infiltración de los riegos por surcos. De todas maneras, y a la vista de los resultados, para la determinación de las $Z_{inf}(x)$ es un recurso bueno para longitudes de surco relativamente cortas ($L < 150 - 200$ m, en función de las texturas del suelo) (Monserrat, 2002).

Otro dato objetivo que influye en la elección del código SIMRAIE es el análisis de sensibilidad (apartado 5.5.2.3). Se ha observado que es menos sensible que SIRMOD en los parámetros que definen la función de infiltración. Además SIRMOD también se ha mostrado sensible a los parámetros que definen la geometría del surco los cuales, en cambio, no los precisa SIMRAIE. En definitiva se deduce del análisis de sensibilidad que el código SIMRAIE es menos sensible que el código SIRMOD además de ser sensible en menos variables de entrada.

El segundo bloque de razones por las que se elige SIMRAIE como código de referencia para la simulación del comportamiento de los eventos de riego está enmarcado en el sentido práctico del uso de este código. En primer lugar se ha observado como RAIEOPT calcula los parámetros de las funciones de infiltración con menos datos de entrada que el código EVASUP2 (ver Tabla V 1). Además, la toma de datos que precisa de más EVASUP2, aparte de ser más laboriosa, está sujeta a muchos errores (especialmente en las medidas de H_{agua}) que repercuten de forma muy acusada en la coherencia de los parámetros finales de la función de infiltración (k y a). Prueba de ello son las funciones de infiltración calculadas con EVASUP2 que, en el año 2004 cuando se puso más atención en no cometer errores en la toma de datos de H_{agua} , sólo dieron resultados coherentes en 11 de los 16 ensayos de riego.

Según parece, el único inconveniente asociado al uso de SIMRAIE para predecir los procesos de avance-infiltración del riego por superficie en surcos está en la imposibilidad de este código en reflejar la forma del surco. Kechrid *et al.* (1991) analizaron el efecto de la

forma del surco las variables n , $t_{x=L}$ y Z_{inf} de un riego. Evaluando formas tan dispares como la semicircular, la trapezoidal y la triangular no observaron diferencias estadísticamente significativas ($P < 0,05$) entre las Z_{inf} para $\tau = 130$ min. Tampoco observaron diferencias en el $t_{x=L}$ aunque, en su caso, la L fue de 24 m. Según se deduce de su estudio la forma del surco prácticamente no influye en el comportamiento de riego a nivel experimental pero, ¿cuánto influye la forma del surco a nivel de código de simulación de riegos? La [Figura V 26](#) muestra los $t_{x=L}$ y las Z_{inf} en $x = L$ en el caso que un riego se simulara con las formas del surco relativamente más diferentes observadas en un momento determinado, p.e.: después del riego 1 (ver [Figura V 16 \(b\)](#)). Se observa, tanto en $t_{x=L}$ como en la Z_{inf} , que los resultados de la simulación son muy parecidos con las formas del surco de $x = 40$ m y $x = 90$ m donde las formas del surco difieren menos entre sí. Es con respecto a la forma de $x = 0$ m que las diferencias son relativamente mayores. Las simulaciones con las geometrías del surco de $x = 40$ m y $x = 90$ m han respondido con una reducción del $t_{x=L}$ del 1,8% respecto con la geometría de $x = 0$ m. Para el caso de la Z_{inf} se han observado aumentos, respecto la forma del surco en $x = 0$ m, de 1,5% y 1,0% para $x = 40$ m y $x = 90$ m respectivamente. A juzgar por los resultados se demuestra que la forma del surco tiene efecto en la simulación del comportamiento de riego. Sin embargo, puesto que las variaciones debido a esta fuente de variación no superan el 1,8% en los casos de forma del surco más extremos medidos en un momento determinado en la parcela experimental, se considera que las variaciones en la geometría del surco prácticamente no tienen efecto sobre la simulación de las variables $t_{x=L}$ y Z_{inf} en $x=L$ del riego. Este razonamiento toma más fuerza si comparamos las diferencias observadas por la forma del surco con los errores asociados de medida (o de asunción) de otras variables también sensibles a los códigos de riego como, por ejemplo, el Q_{ent} , el coeficiente n o los parámetros que definen la función de infiltración.

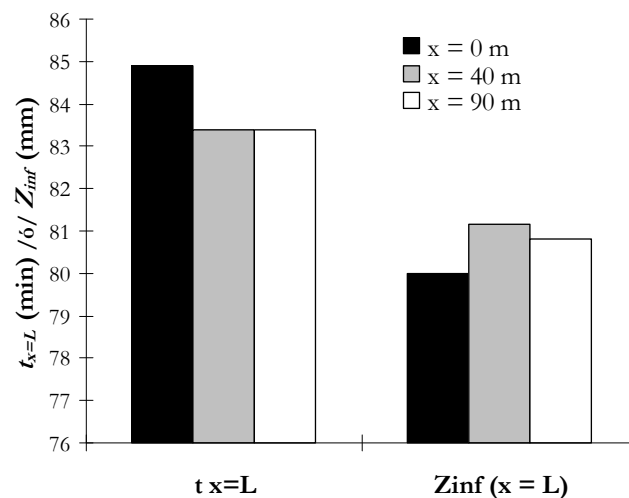


Figura V 26. Tiempos de avance de la lámina de agua, en minutos, y dosis de agua infiltrada, en milímetros, al final del surco ($x = L$). Datos simulados con SIRMOD del surco n° 4 del módulo 1 con los parámetros de la forma del surco en $x = 0$, 40 y 90 m después del riego 1 de la campaña de riegos 2004.

Otro punto a favor sobre la elección del código SIMRAIE sobre el código SIRMOD es el sentido físico de los parámetros que definen la función de infiltración de Horton. La [ecuación \[III.59\]](#) y la [ecuación \[III.58\]](#) muestran la relación entre los parámetros de la función de infiltración de Horton B y C_s con la longitud capilar (λ) y la conductividad hidráulica saturada (K_s) del suelo respectivamente.

Mailhol (2003) comprobó que los parámetros λ_c y K_s deducidos del comportamiento observado de riegos experimentales corresponden con las propiedades hidráulicas medidas en el suelo. Cuantificó la K_s del suelo a partir de ensayos con el infiltrómetro de doble anillo; para la λ_c tomó los datos obtenidos en su parcela experimental (Revol, 1994; Revol *et al.*, 1996) con el permeámetro de disco (Perroux y White, 1988). Sin necesidad de ensayos específicos de campo, el trabajo de White y Sully (1987) orienta sobre los valores de λ_c a partir de la clase textural del suelo.

El mismo tipo de comprobación se ha realizado con los valores inferidos (deducidos de los riegos efectuados) de λ_c y K_s de los eventos de riego efectuados durante la campaña de riegos 2004. La Tabla V 17 muestra los valores medios de los riegos 1 y los riegos 2 a 5 de los parámetros hidráulicos λ_c y K_s que se comparan con los resultados obtenidos de otras fuentes. En el caso de la K_s se determinó en la parcela experimental con los métodos descritos en el apartado 4.3.1.5: el permeámetro de Philip-Dunne y la función de edafotransferencia de Vereecken *et al.* (1990) (ecuación [IV.6]) calculada con las características texturales medias del horizonte superficial del suelo (0 - 30 cm). Además, puesto que las fracciones granulométricas medias del horizonte superficial de la parcela de ensayo (arena: 21,7%; limo: 63,4% y arcilla: 15,0%) son parecidas a las de la parcela experimental de Mailhol (2003) (arena: 41,6%; limo: 42,0% y arcilla: 16,4%), también se comparan los resultados obtenidos por dicho autor.

Para la interpretación de los valores de la Tabla V 17 cabe aclarar que las K_s determinadas con el permeámetro de Philip-Dunne y la función de edafotransferencia se comparan con los valores del riego 1 puesto que las condiciones y datos utilizados para su determinación reflejan más las características del suelo anteriores al riego 1 que las posteriores a este riego cuando, en los surcos, ya se han sedimentado en su base las partículas de suelo erosionadas durante el primer evento de riego.

Tabla V 17. Valores medios del riego 1 y los riegos 2 a 5 de la conductividad hidráulica saturada (K_s), en cm/h, y la longitud capilar (λ_c), en cm, obtenidos a partir de los parámetros de la función de infiltración de Horton calculados en cada uno de los surcos de riego de la campaña 2004. Comparación con los valores obtenidos de otras fuentes.

		Riego 1	Riegos 2 a 5
K_s (cm/h)	Valores inferidos de los riegos efectuados	2,13	1,20
	Permeámetro de Philip-Dunne	2,18	-
	Función de edafotransferencia ⁽¹⁾	2,32	-
	Trabajo de Mailhol (2003)	2,40	1,35
λ_c (cm)	Valores inferidos de los riegos efectuados	27,02	9,38
	Trabajo de Mailhol (2003)	20,00	10,00 ⁽²⁾

⁽¹⁾ Función de Vereecken *et al.* (1990).

⁽²⁾ Inferido del riego 3.

De los resultados de la Tabla V 17 se observa como, en el riego 1, la K_s determinada a partir de los eventos de riego realizados en el ensayo experimental ($K_s = 2,13$ cm/h) es del mismo orden de magnitud que los valores de K_s del campo experimental que se han determinado con el permeámetro de Philip-Dunne ($K_s = 2,18$ cm/h) y la aplicación de la

función de edafotransferencia ($K_s = 2,32$ cm/h). Se observa también como después de realizar el riego 1 la magnitud de K_s se reduce a una media de los riegos 2 a 5 de 1,20 cm/h. En este caso el factor de reducción es exactamente el mismo que el que obtuvo en K_s Mailhol (2003): $2,40/1,35 = 2,13/1,20 = 1,78$. Un incremento del 78% del valor inferido de K_s en los riegos posteriores al riego 1 es próximo al valor que, dos años después, el mismo autor propuso cuando dijo que los valores de K_s y λ_c del riego 1, en caso de no disponerlos, se podían estimar multiplicando los mismos parámetros obtenidos en riegos posteriores por un factor de 2 a 2,5 (Mailhol, 2005). Próximo a este factor, aunque por el extremo opuesto, están los resultados obtenidos de λ_c en los riegos del ensayo experimental. Los valores de λ_c del riego 1 difieren sensiblemente del orden de magnitud del valor de λ_c que determinó Mailhol (2003) para el mismo riego. En cambio, esto no sucede para el caso de los riegos 2 a 5 donde se obtienen resultados similares.

En definitiva, tal como muestran los resultados obtenidos los parámetros del suelo (λ_c y K_s) pueden conseguirse mediante pruebas de infiltración en campo, experimentos de laboratorio o fuentes bibliográficas (Mailhol, 2003). Aunque éste no ha sido el caso, especialmente las pruebas de campo (p.e.: pruebas de infiltración puntuales) pueden ser, por su carácter de medida puntual, no representativas de la parcela que se pretende simular. Por esta razón, se recomienda determinar dichas propiedades hidráulicas a partir de su inferencia del comportamiento de los eventos de riego observados en campo (Mailhol *et al.*, 2005).

5.5.4. CÁLCULO DE LAS DOSIS DE AGUA INFILTRADAS EN LA PARCELA EXPERIMENTAL

Las Z_{inf} de agua durante las campañas de riego 2003 y 2004 se muestran, respectivamente, en la Tabla V 18 y la Tabla V 19. Se presentan los resultados ya no para cada módulo de riego sino por su correspondiente tratamiento experimental de nitrógeno que se realizó en la superficie regada por cada uno de ellos (ver Figura IV 4). Los resultados de los riegos del año 2003 se corresponden con los mostrados en la Tabla V 8 aunque en la Tabla V 18 se presentan las $Z_{inf\ pond}$ con un decimal, tal como se aplicaron en el código de simulación de cultivos utilizado en el capítulo siguiente.

Tabla V 18. Dosis de agua infiltrada ponderada ($Z_{inf\ pond}$), en mm, en cada tratamiento experimental realizado durante la campaña de riegos 2003.

Tratamiento	Riego				
	1	2	3	4	5
N1T1	66,9	39,6	35,7	31,6	28,1
N1T2	72,1	50,8	33,5	28,6	26,8
N0	79,3	58,1	36,3	29,9	26,2
N2T1	90,1	43,4	36,9	32,4	28,2
N2T2	98,9	38,7	33,5	30,4	25,0

Para el caso de las dosis de agua infiltradas de la campaña 2004, se presentan las Z_{inf} estimadas con el código SIMRAIE en la Tabla V 19.

Tabla V 19. Dosis de agua infiltrada (Z_{inf}), en mm, en el centro de cada parcela elemental (*INI*, *MED* y *FIN*) de cada tratamiento experimental realizado durante la campaña de riegos 2004. Valores simulados con el código SIMRAIE.

Tratamiento	Región	Riego				
		1	2	3	4	5
N1T1	<i>INI</i>	88,6	35,4	39,1	40,5	37,8
	<i>MED</i>	86,7	38,2	39,9	41,9	39,4
	<i>FIN</i>	81,4	41,4	40,7	43,4	41,0
N1T2	<i>INI</i>	75,6	40,0	36,5	40,2	42,6
	<i>MED</i>	75,4	40,0	36,5	40,2	43,6
	<i>FIN</i>	73,3	40,0	36,5	40,2	44,2
N0	<i>INI</i>	97,8	53,6	58,1	58,1	66,7
	<i>MED</i>	95,7	53,6	57,1	58,3	66,7
	<i>FIN</i>	94,3	53,6	56,2	58,5	66,7
N2T1	<i>INI</i>	92,9	35,3	41,2	31,4	38,2
	<i>MED</i>	91,5	37,1	41,2	33,6	38,2
	<i>FIN</i>	91,2	38,9	41,2	36,2	38,2
N2T2	<i>INI</i>	68,9	42,4	41,2	40,5	36,6
	<i>MED</i>	69,2	42,4	41,2	41,7	38,2
	<i>FIN</i>	66,3	42,4	41,2	42,6	40,0

En ambas campañas se observa, por un lado, como las dosis de agua infiltrada en el riego 1 son del orden del doble que la media de las dosis de agua infiltrada en los riegos 2 a 5. Dentro de un mismo riego los coeficientes de variación observados de las Z_{inf} calculadas varían entre el 5% y el 25% en las campañas de riego evaluadas.

El análisis global de las dosis de agua infiltrada ponderada calculadas el año 2003 muestra como algunos valores difieren de las medias observadas en los riegos efectuados. Este es el caso de los tratamientos N2T1 y N2T2 en el riego 1 y de los tratamientos N1T2 y N0 en el riego 2. En ambos casos la $Z_{inf\ pond}$ calculada es sensiblemente superior a las del resto de tratamientos para el mismo riego. La causa de esta diferencia se atribuye, por un lado, a unos tiempos de corte (t_{co}) relativamente altos en los citados tratamientos del riego 1 (ver [Tabla V 6](#)) y, para el caso de los tratamientos del riego 2, a unos caudales de entrada (Q_{ent}) también altos (ver [Tabla V 3](#)). Por otro lado, la combinación de bajos Q_{ent} y t_{co} suponen unas $Z_{inf\ pond}$ menores de media en todos los tratamientos de los riegos 4 y 5 respecto los tratamientos de los riegos 2 y 3.

En el caso de las dosis de agua infiltrada (Z_{inf}) simuladas con el código SIMRAIE en cada parcela elemental del experimento durante el año 2004 a nivel general se aprecia como las Z_{inf} en cada uno de los riegos del tratamiento N0 son del orden de un 30% superiores a las del resto de tratamientos. Este hecho se atribuye, tal como se comenta en el [apartado 5.4.2](#), a que se registró una fase de avance relativamente lenta que se tradujo en altos tiempos de corte y, por lo tanto, en altos tiempos de contacto (τ) del agua en el suelo.

Otro hecho destacable de las simulaciones con SIMRAIE es la baja variabilidad de Z_{inf} entre las parcelas elementales de un mismo tratamiento, es decir, a lo largo del sentido longitudinal de un surco. Este índice varía desde el 0% en las parcelas con una dosis uniforme de agua infiltrada hasta el 8% máximo registrado en el riego 2 del tratamiento N1T1.

Finalmente, se hace un análisis del perfil de agua infiltrada simulada a lo largo del surco durante los riegos de la campaña 2004. En todos los tratamientos del riego 1 se observa como la Z_{inf} es superior al inicio del surco y menor al final de éste (perfil ascendente). En el resto de riegos, en general el perfil observado es descendente, es decir, con mayor Z_{inf} al final de la parcela. Esta diferencia se atribuye al hecho que en el riego 1 el avance de agua a través del surco es lento. Esto supone que, en comparación con el resto de riegos, el agua permanece más tiempo infiltrando en la parte inicial del surco ya que el corte del riego se realiza cuando el agua llega al final de todos los surcos. En el caso de los riegos 2 a 5 el avance rápido del agua a través de la superficie del surco supone que esta llega rápidamente al final de la parcela, se almacena y se filtra en mayor cantidad que en las abscisas iniciales de los surcos de riego.

5.6. CONCLUSIONES

Las principales conclusiones que se obtienen de los resultados (y su discusión) obtenidos de la observación del comportamiento y simulación del riego por superficie en surcos durante las campañas experimentales de riego 2003 y 2004 son:

I. En relación a la variación de las principales variables que influyen en el comportamiento del riego por superficie en surcos durante toda una campaña de riego.

- Los aforadores trapezoidales son poco eficaces para la medida de caudales en la cabecera de los surcos de riego; se detectan pérdidas de agua por debajo del aforador. Se recomienda el uso de contadores volumétricos: más eficaces y precisos.
- Los caudales medios de riego (Q_{ent}) durante las campañas 2003 y 2004 son de 0,7 l/s en cada surco, valores dentro del rango recomendado en bibliografía.
- Los coeficientes de variación de los caudales de entrada ($CV(Q_{ent})$) en los surcos de riego varían entre el 0,3 y el 11,3%; valores relativamente bajos e incluidos dentro de los rangos publicados en bibliografía.
- En general, el comportamiento observado del riego 1 difiere sensiblemente respecto al observado al resto de riegos 2 a 5; estos riegos se han comportado de forma muy parecida entre sí.
- El tiempo de corte (t_{co}) del primer riego es 2,2 veces superior al del resto de riegos, con un t_{co} muy parecido entre ellos; se reduce esta diferencia a 1,5 veces cuando el caudal del primer riego es un 30% superior al del resto de riegos.
- La dosis de agua infiltrada ponderada ($Z_{inf\ pond}$) del primer riego es, de media, 2 veces superior a la del resto de riegos en las dos campañas de experimentación.
- No se encuentran diferencias significativas entre las $Z_{inf\ pond}$ de los distintos módulos de riego hecho que garantiza la igualdad de condiciones del factor riego en los tratamientos de fertilización nitrogenada y rendimiento del cultivo.
- Las dosis totales de agua aplicadas mediante riego a lo largo de las campañas 2003 y 2004 han sido, respectivamente, 220 mm y 262 mm, lo que representa el 63% y el 73% de las necesidades teóricas del cultivo.
- El avance de la lámina de agua durante el riego (fase de avance) es similar entre módulos para cada riego; en cambio, el tiempo medio de avance al final de la parcela ($t_{x=L}$) del primer riego ha sido 3 veces mayor al los del resto de riegos y 1,8 veces mayor cuando el Q_{ent} de la parcela es un 30% superior, de media, en el riego 1 respecto al resto de riegos (caso de la campaña 2004).
- Los coeficientes de variación de los tiempos de avance ($CV(t_{av})$) del primer riego han sido del 31% y del 42% en las campañas 2003 y 2004, respectivamente; estos valores son del orden del doble respecto a la media de los $CV(t_{av})$ de los riegos 2 a 5.

- El $CV(t_{av})$ es mayor cuanto mayor es la distancia del punto de medida a la cabecera; este comportamiento se reduce conforme se realizan más riegos durante la campaña.
- La variación de los tiempos de avance al final de la parcela ($t_{x=L}$) no tienen una relación directa con la variación de los caudales de entrada al surco (Q_{ent}).
- Se atribuye una relación directa de los $t_{x=L}$ con la función de infiltración de cada surco de riego afectada por el grado de compactación del surco provocado por el paso de las ruedas del tractor durante las labores siembra y de formación del surco; este comportamiento se mantiene en cada uno de los riegos realizados.
- Se observa una relación lineal directa entre el avance del agua de la primera mitad ($t_{x=0,5L}$) del surco y del final de éste ($t_{x=L}$) con índices de correlación (R^2) entre 0,5 y 0,9, indicadores de cierta homogeneidad en la parcela.
- El tiempo de avance de la lámina de agua en la segunda mitad del surco es más elevado que el tiempo necesario para que el agua recorra la primera mitad del surco; esta diferencia es mayor -del orden del 75%- en el primer riego que en el resto de riegos de la campaña.
- El agua presente en el surco de riego a partir del tiempo de corte (t_{co}) se acumula en la parte final del surco; se observa una acumulación del agua a partir del 80% de la longitud del surco lo que incrementa el tiempo de receso en estos puntos.
- Existe una correspondencia directa entre el tiempo de almacenaje ($t_{av}-t_{x=L}$) y los tiempos de recesión del agua (t_{rec}) de un surco de riego.
- Irregularidades en la microtopografía longitudinal del surco inducen variaciones en los tiempos de recesión esperados; la correcta labranza del suelo puede reducir esta fuente de variabilidad en un riego por superficie.
- La forma de un surco (microtopografía transversal del surco), en general, varía más respecto a su geometría inicial a medida que se realizan más riegos durante la campaña; se observa que la mayor variación de la forma del surco -respecto su forma inicial- sucede durante el riego 1 en cabecera del surco ($x = 0$ m) y durante los riegos 1 y 2 en las partes medias ($x = 40$ m) y finales ($x = 90$ m) del surco de riego.
- La medida de la forma del surco en la cabecera de éste ($x = 0$ m) durante toda la campaña de riegos indica una reducción de la profundidad y un allanamiento de la base del surco debido a los sedimentos arrastrados por el chorro de agua de entrada en el surco; este fenómeno se aprecia desde el riego 1 y, de forma remarcable, a partir del riego 3; este comportamiento no se observa de forma tan apreciable en puntos intermedios ($x = 40$ m) y finales ($x = 90$ m) -a su vez muy parecidos entre sí- de la longitud del surco.
- El mejor momento para medir de forma representativa la geometría transversal de un surco de riego durante una campaña de riegos es después del riego 1 y en un punto suficientemente alejado de la cabecera (donde no se midan las deposiciones de los materiales arrastrados de la cabecera).
- La función matemática de tipo potencial ($y = a \cdot x^b$) es la que mejor se ajusta a la sección transversal del surco medida en campo en cualquier longitud y momento de una campaña de riego.

II. En relación a la metodología de cálculo para (1) la determinación de la función de infiltración y (2) la simulación del riego a lo largo de un surco cerrado.

- Para un mismo evento de riego, las funciones de infiltración de Kostiakov simple y de Horton -calculadas, respectivamente, con los códigos EVASUP2 y RAIEOPT- difieren en su comportamiento debido principalmente a un parámetro de infiltración estabilizada C_s de la función de Horton que implica mayores cantidades de agua infiltradas para tiempos de contacto elevados (superiores a 90 minutos).
- Las funciones de infiltración calculadas se asemejan entre sí en la cantidad de agua infiltrada (Z_{inf}) total que estiman cuando se comparan en los tiempos que dura la fase de avance de los riegos realizados (124 minutos de media para el riego 1 y 85 minutos para el resto de riegos).
- Las funciones de infiltración medias calculadas para cada uno de los riegos indican como el riego 1 tiene un comportamiento diferente al del resto de riegos; la función de infiltración media del riego 1 estima Z_{inf} sensiblemente mayores para un mismo tiempo de contacto (τ) en comparación con el resto de riegos.
- En la simulación de los eventos de riego, el código SIMRAIE resulta mejor ($EF = 0,947$) en la estimación del tiempo de avance del agua al final de la parcela ($t_{x=L}$) en comparación con el código SIRMOD ($EF = 0,806$); SIMRAIE infraestima en un 4,1% el $t_{x=L}$ mientras que el código SIRMOD lo hace en un 7,3%.
- La mejor metodología para calcular la dosis de agua infiltrada a lo largo de un surco de riego es la de la infiltración ponderada ($Z_{inf\ pond}$) ($EF = 0,516$) en comparación con las estimaciones de los códigos SIMRAIE ($EF = 0,513$) y SIRMOD ($EF = 0,468$); la metodología de la $Z_{inf\ pond}$ sobreestima las dosis de agua infiltradas observadas ($Z_{inf\ obs}$) en un 12,1%, mientras que el código SIMRAIE lo hace en un 14,2% y el código SIRMOD en un 17,3%.
- Se detectan errores experimentales en la determinación de la dosis de agua infiltrada durante un evento de riego a partir de las muestras de suelo obtenidas con barrena ($Z_{inf\ obs}$) cuando estas dosis son inferiores a unos 40 mm.
- La sensibilidad de los códigos SIRMOD y SIMRAIE para la simulación del $t_{x=L}$ es similar en las variables pendiente longitudinal del surco (S_o), caudal de entrada (Q_{ent}), el tiempo de corte (t_{co}) y el coeficiente de rugosidad de Manning (n).
- SIRMOD se muestra más sensible para la simulación de $t_{x=L}$ que el código SIMRAIE en los parámetros de la función de infiltración; SIRMOD también presenta alta sensibilidad en los parámetros de forma del surco -especialmente ρ_2 - mientras que SIMRAIE no precisa de estos parámetros para su ejecución.
- Los códigos SIRMOD y SIMRAIE se muestran altamente e igualmente sensibles para la simulación de la eficiencia de aplicación del agua de riego (EA) en los parámetros Q_{ent} y t_{co} : un aumento de Q_{ent} y t_{co} de un 60% reduce la EA óptima en un 34% en el código SIRMOD y del 38% en el código SIMRAIE.
- La forma del surco tiene efecto sobre la simulación del riego con el código SIRMOD, aunque en los casos de formas de surco más extremas las diferencias en la estimación de $t_{x=L}$ no superan el 1,8%.

- Los parámetros de la función de infiltración de Horton (utilizada por el código SIMRAIE) inferidos de los riegos realizados se aproximan a los calculados con otros métodos (permeámetro de Philip-Dunne, bibliografía o funciones de edafotransferencia) para los riegos 1 y el resto de riegos.
- De la valoración de los puntos anteriores, se elige el código SIMRAIE como el más idóneo para la predicción del comportamiento del riego por superficie en surcos y las dosis de agua infiltradas en el sentido longitudinal del surco de riego.

III. En relación al cálculo de las dosis de agua infiltradas en los tratamientos experimentales durante las campañas de riego 2003 y 2004.

- Las medias de las dosis de agua infiltrada durante los riegos 1 son del orden del doble que la media de las dosis de agua infiltrada en los riegos 2 a 5.
- La variabilidad de la dosis de agua infiltrada calculada con SIMRAIE en el sentido longitudinal de un surco de riego varía del 0% a un máximo del 8%.
- El perfil longitudinal de agua infiltrada en un surco de riego es ascendente en el riego 1 y descendente en los riegos 2 a 5.

5.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvarado-Medellín, P.; Mojarro-Dávila, F. y González Trinidad, J.** 2001. *Calibración in situ de dos modelos de simulación para el diseño de riego por superficie en el D.R. 034 Zacatecas*. 5as Jornadas de Investigación. Universidad Autónoma de Zacatecas. Zacatecas.
- Bautista, E. y Wallender, W.W.** 1992. *Hydrodynamic furrow irrigation model with specified space steps*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 118(3), 450-465.
- Cahoon, J.E.** 1995. *Defining furrow cross section*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 121(1), 114-119.
- Cahoon, J.E.** 1998. *Kostiakov infiltration parameters from kinematic wave model*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 124(2), 127-130.
- House, M.L.; Powers, W.L.; Eisenhauer, D.E.; Marx, D.B. y Fekersillassie, D.** 2001. *Spatial analysis of machine-wheel traffic effects on soil physical properties*. Soil Science Society of America Journal, 65, 1376-1384.
- Hunsaker, D.J.; Clemmens, A.J. y Fangmeier, D.D.** 1999. *Cultural and irrigation management effects on infiltration, soil roughness, and advance in furrowed level basins*. Transactions of the ASAE, 42(6), 1753-1762.
- Kechrid, M.S.; Neibling, W.H. y Thompson, A.L.** 1991. *Shape effects on furrow irrigation performance*. ASAE paper n° 91-2105. American Society of Agricultural Engineers (ASAE). St. Joseph, Michigan. 12 pp.
- Mailhol, J.C.; Priol, M. y Benali, M.** 1999. *A furrow irrigation model to improve irrigation practices in the Gharb valley of Morocco*. Agricultural Water Management, 42(1), 65-80.
- Mailhol, J.C.** 2001. *Contribution à l'amélioration des pratiques d'irrigation à la raie par une modélisation simplifiée à l'échelle de la parcelle et de la saison*. Tesis Doctoral. Université Montpellier II. Montpellier. 276 pp.
- Mailhol, J.C.** 2003. *Validation of a predictive form of Horton infiltration for simulating furrow irrigation*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 129(6), 412-421.
- Mailhol, J.C.** 2005. *Comunicación personal*. Estancia de Investigación centro Cemagref, UR Irrigation. Montpellier (Francia).
- Mailhol, J.C.; Ruelle, P. y Popova, Z.** 2005. *Simulation of furrow irrigation practices (SOFIP): a field scale modelling of water management and crop yield for furrow irrigation*. Irrigation Science, 24, 37-48.
- Monserrat, J.** 2002. *Comunicación personal*. Universitat de Lleida. Lleida.
- Pavón, R.; Camacho, E. y Polo, M.J.** 2004. *Estudio de los indicadores ambientales y de comportamiento del riego en la zona regable del Bembezar margen izquierda*. XXII Congreso Nacional de Riegos. Asociación Española de Riegos y Drenajes (AERYD). Logroño. 15 a 17 de junio. 14 pp.
- Perroux, H.L. y White, I.** 1988. *Design for disc permeameter*. Soil Science Society of America Journal, 52, 1205-1215.
- Poch, R.; Carrión, V.; Arbat, G. y Ramírez de Cartagena, F.** 2004. *Caracterización de la forma del surco en riego superficial*. XXII Congreso Nacional de Riegos. Asociación Española de Riegos y Drenajes (AERYD). Logroño. 15 a 17 de junio. 8 pp.

- Renault, D.; Berthomé, P.; Peyremorte, P. y Tron, G.** 2003. *Irrigation gravitaire*. Dentro de: Rieul, L. y Ruelle, P. *Irrigation. Guide pratique*. Cemagref. 3^a ed. París. 344 pp.
- Revol, Ph.** 1994. *Caractérisation hydrodynamique des sols par infiltration axisymétrique et modélisation simplifiée de la micro-irrigation*. Tesis Doctoral. Université Joseph Fourier Grenoble I. Grenoble.
- Revol, Ph.; Clothier, B.E.; Mailhol, J.C.; Vachaud, G. y Vauclin, M.** 1996. *Infiltration from a surface point source and drip irrigation 2. An approximation time-dependant solution for wet-front position*. *Water Resources Research*, 33(8), 1869-1874.
- SPSS.** 2004. *Statistical package for the social sciences*. Version 13.0. SPSS Inc. Chicago.
- Strelkoff, T.S. y Clemmens, A.J.** 2000. *Approximating wetted perimeter in power-law cross section*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 126(2), 98-109.
- Trout, Th.J. y Mackey, B.E.** 1988. *Furrow inflow and infiltration variability*. *Transactions of the ASAE*, 31(2), 531-537.
- Trout, Th.J.** 1991. *Furrow geometric parameters*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 117(5), 613-634.
- Vereecken, H.; Maes, J. y Feyen, J.** 1990. *Estimating unsaturated hydraulic conductivity from easily measured soil properties*. *Soil Science*, 149(1), 1-12.
- White, I. y Sully, J.** 1987. *Macroscopic and microscopic capillarity length and time scales from field infiltration*. *Water Resources Research*, 23, 1514-1522.
- Willmott, C.J.** 1981. *On the validation of models*. *Physical Geography*, 2(2), 184-194.
- Zerihun, D.; Feyen, J. y Reddy, J.M.** 1996. *Sensitivity analysis of furrow-irrigation performance parameters*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 122(1), 49-57.

CAPÍTULO VI.

DINÁMICA Y SIMULACIÓN DE AGUA Y NITRATOS EN CULTIVO DE MAÍZ

ÍNDICE del CAPÍTULO VI

6.1. INTRODUCCIÓN.....	249
6.2. OBJETIVOS	250
6.3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	251
6.3.1. ANÁLISIS AGRONÓMICO DEL CULTIVO DE MAÍZ.....	251
6.3.1.1. El suelo	251
6.3.1.2. Índices de desarrollo y productivos del maíz.....	252
6.3.1.3. Balances de agua y nitrógeno en el suelo.....	253
6.3.2. SIMULACIÓN DEL CULTIVO DE MAÍZ	256
6.3.2.1. Simulación durante el período cultural	256
6.3.2.2. Simulación durante el período entre cultivos.....	257
6.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. EVALUACIÓN AGRONÓMICA DEL CULTIVO DE MAÍZ	259
6.4.1. CARACTERIZACIÓN DEL SUELO.....	259
6.4.1.1. Textura.....	259
6.4.1.2. Relación entre la textura del suelo y la producción de maíz	260
6.4.1.3. Densidad aparente.....	262
6.4.1.4. Contenidos característicos de agua en el suelo	264
6.4.1.5. Curva de retención de agua.....	265
6.4.1.6. Conductividad hidráulica saturada.....	267
6.4.2. ÍNDICES DE DESARROLLO Y PRODUCTIVOS DEL MAÍZ	267
6.4.2.1. Densidad de plantación.....	267
6.4.2.2. Estadios fenológicos del cultivo.....	269
6.4.2.3. Índice de área foliar.....	270
6.4.2.4. Índices de rendimiento del maíz	271
6.4.2.4.1. Producción de biomasa total.....	271
6.4.2.4.2. Índices productivos del grano	272
6.4.3. BALANCE DE AGUA EN EL SUELO.....	275
6.4.3.1. Climatología	275
6.4.3.2. Balance de agua en el suelo.....	277
6.4.4. BALANCE DE NITRÓGENO EN EL SUELO.....	282
6.4.4.1. Cálculo del nitrógeno mineralizado (N_{min})	282
6.4.4.2. Determinación de las extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC)	284
6.4.4.3. Estimación del nitrógeno volatilizado (N_{vol}).....	286
6.4.4.4. Estimación del nitrógeno desnitrificado (N_{desnit}).....	287
6.4.4.5. Pérdidas de nitrógeno por lixiviación (N_{lix}).....	288
6.4.5. RELACIÓN ENTRE EL NITRÓGENO DEL SUELO Y EL RENDIMIENTO DEL MAÍZ.....	292
6.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. SIMULACIÓN DEL CULTIVO DE MAÍZ	294
6.5.1. CALIBRACIÓN DE STICS PARA EL CULTIVO DE MAÍZ	294
6.5.1.1. Elección del escenario experimental de calibración.....	294
6.5.1.2. Proceso de calibración.....	294
6.5.1.3. Resultados de la calibración de STICS.....	295
6.5.2. VALIDACIÓN DE STICS EN EL PERÍODO DE CULTIVO.....	299
6.5.2.1. Validación al final del ciclo cultural.....	299
6.5.2.2. Validación durante el ciclo cultural.....	302
6.5.3. VALIDACIÓN DE STICS EN EL PERÍODO ENTRE CULTIVOS	306

6.5.4. ESTIMACIÓN DE LOS RIESGOS DE LIXIVIACIÓN EN EL PERÍODO ENTRE CULTIVOS	308
6.5.4.1. Aproximación al problema	308
6.5.4.2. Justificación del período de simulación	310
6.5.4.3. Balances de agua y de nitrógeno	311
6.5.4.4. Drenaje y lixiviación	313
6.5.4.5. Capacidad de predicción de los riesgos reales de lixiviación	315
6.6. CONCLUSIONES	317
6.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	321

ÍNDICE de TABLAS

Tabla VI 1. Variables de entrada utilizadas para la ejecución del código STICS en los escenarios de la parcela experimental en las campañas de cultivo 2003 y 2004.	256
Tabla VI 2. Media de grados-día acumulados (<i>GDA</i>), en °C, para los diferentes estadios fenológicos del maíz, variedad <i>Eleonora</i> [®] , desde la siembra (5 de abril de 2003 y 19 de marzo de 2004) hasta la cosecha (REC).....	257
Tabla VI 3. Media y coeficiente de variación (entre paréntesis), en porcentaje (%), de las fracciones granulométricas USDA simple de cada parcela elemental por cada una de las 4 capas de suelo analizadas.	259
Tabla VI 4. Media y coeficiente de variación (entre paréntesis), en porcentaje (%), de las fracciones granulométricas USDA de las parcelas elementales agrupadas en cada una de las tipologías texturales de suelo de la parcela experimental.	261
Tabla VI 5. Densidad aparente media del suelo, en g/cm ³ , y coeficiente de variación (entre paréntesis), en porcentaje (%), de la parcela experimental en horizontes de 30 cm de espesor y hasta 120 cm de profundidad.	262
Tabla VI 6. Densidad aparente media del suelo, en g/cm ³ , y coeficiente de variación (entre paréntesis), en porcentaje (%), de los primeros 30 cm del suelo de la parcela experimental en la vertical de la cresta del surco y de la base del surco para el caso de surcos compactados y no compactados. (*)	263
Tabla VI 7. Contenidos característicos medios de agua en el suelo, en porcentaje (%) (cm ³ de agua/100 cm ³ de suelo), en cada una de las parcelas elementales del ensayo.	264
Tabla VI 8. Media de los contenidos característicos de agua en el suelo, en cm ³ de agua/100 cm ³ de suelo, y coeficiente de variación (entre paréntesis), en porcentaje (%), en cada una de las tres tipologías texturales de la parcela experimental.	265
Tabla VI 9. Presencia relativa, en porcentaje (%), de las fracciones granulométricas USDA de las 4 muestras de suelo analizadas para la obtención de las curvas características de agua del suelo de la parcela experimental.	265
Tabla VI 10. Parámetros de ajuste de las curvas características de agua a la función paramétrica de van Genuchten (ecuación [III.11]) según el modelo de Mualem para las 4 clases texturales analizadas de la parcela experimental.....	266
Tabla VI 11. Fecha de observación, y día juliano (entre paréntesis), de los estadios fenológicos del maíz cultivado en el ensayo experimental durante las campañas 2003 y 2004.	269
Tabla VI 12. Balance de agua en el suelo de la parcela experimental durante el verano 2003, el invierno 2003-04 y el verano 2004. Valores del contenido volumétrico de agua al suelo, en milímetros, en los primeros 1,2 metros de profundidad para cada uno de los tratamientos y parcelas elementales. Se indican para cada período evaluado la media, en milímetros, de cada componente del balance y su coeficiente de variación, en porcentaje.....	278
Tabla VI 13. Nitrógeno mineralizado (N_{min}), en kg N/ha, en cada uno de los tratamientos experimentales durante los períodos de verano 2003 (24 de marzo al 20 de agosto de 2003) y verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre de 2004). Se muestran valores medios y coeficientes de variación, en porcentaje, de cada tratamiento experimental y período evaluado. Letras distintas en las medias indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo período, con un nivel de significación del 5%, por el Test de Duncan.	283

Tabla VI 14. Extracciones de nitrógeno del cultivo de maíz (ENC), en kg N/ha, de cada uno de los tratamientos experimentales durante las campañas de cultivo 2003 y 2004. Se muestran valores medios y coeficientes de variación, en porcentaje, de cada tratamiento experimental y período evaluado. Letras distintas en las medias indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo período, con un nivel de significación del 5%, por el Test de Duncan.....	285
Tabla VI 15. Estimación del nitrógeno volatilizado (N_{vol}), en kg N/ha, en cada tratamiento experimental durante el período de cultivo de las campañas 2003 y 2004.	287
Tabla VI 16. Estimación del nitrógeno desnitrificado (N_{desni}), en kg N/ha, en cada tratamiento experimental durante el período de cultivo de las campañas 2003 y 2004.	288
Tabla VI 17. Nitrógeno lixiviado calculado (N_{lix}), en kg N/ha, durante los períodos de verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003), invierno 2003-04 (del 21 de agosto de 2003 al 15 de marzo de 2004) y verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre de 2004). Se muestran valores medios y coeficientes de variación, en porcentaje, de cada tratamiento experimental y período evaluado. Letras distintas en las medias indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo período, con un nivel de significación del 5%, por el Test de Duncan.....	289
Tabla VI 18. Módulos y parámetros (valores previos y adoptados) en los que se ha actuado en el proceso de calibración del código STICS.	295
Tabla VI 19. Concentraciones, en ppm, de $N-NO_3^-$ en el agua de drenaje durante el período de simulación: del 11/02 al 18/06/04. Valores medios, mínimos y máximos de los 15 escenarios simulados con STICS e HYDRUS-1D.	314
Tabla VI 20. Índices estadísticos de comportamiento de los códigos STICS e HYDRUS-1D en relación a la predicción de los riesgos de lixiviación de nitrógeno en los 15 escenarios simulados.....	316

ÍNDICE de FIGURAS

Figura VI 1. Relación entre (a) la temperatura (T°) y (b) el contenido gravimétrico de agua del suelo (θ_s) en el cálculo de los días normalizados (D_n) según los coeficientes y expresiones utilizados por Mary <i>et al.</i> (1999) en el código LIXIM.....	255
Figura VI 2. Correlación entre el tipo de suelo (suma total de los porcentajes de arcilla + limo fino) y el rendimiento del cultivo en la campaña 2004 de las 15 parcelas elementales del ensayo experimental.	260
Figura VI 3. Distribución espacial de las tipologías de suelo (subgrupo 1: ①, subgrupo 2: ② y subgrupo 3: ③) según su clase textural en las 15 parcelas elementales del ensayo.....	262
Figura VI 4. Curvas características de agua ($h_p - \theta_s$) de las cuatro clases texturales representativas del suelo de la parcela experimental. Identificación de la media de los puntos determinados y su \pm desviación estándar.....	266
Figura VI 5. Densidad media de plantación del maíz (D_p), en plantas/ha, y su desviación estándar (líneas), en cada uno de los tratamientos experimentales en las campañas 2003 y 2004.	268
Figura VI 6. Evolución temporal de los grados-día acumulados (GDA), en $^{\circ}C$, en el cultivo de maíz ensayado en la parcela experimental durante las campañas 2003 y 2004.....	270
Figura VI 7. Índice de área foliar (LAF) medido según el día juliano del año en las regiones <i>MED</i> de los tratamientos experimentales en las campañas de ensayo 2003 y 2004.....	271
Figura VI 8. Media de la biomasa total ($BioT_{0\%} = BioV_{0\%} + BioR_{0\%} + BioG_{0\%}$), en Mg/ha, y su desviación estándar (líneas), en los tratamientos experimentales durante las campañas de experimentación 2003 y 2004. Letras distintas indican diferencias significativas (Test de Duncan, $P < 0,05$) entre tratamientos.	271
Figura VI 9. Valores medios (barras) y desviación estándar (líneas) de (a) producción de grano ($BioG_{14\%}$), en Mg/ha; (b) índice de cosecha (IC), en g de grano/g de biomasa total; (c) peso hectolítrico del grano ($PG_{HECT-14\%}$), en kg/Hl; (d) peso de 1000 granos ($PG_{1000G-14\%}$), en g; (e) granos por espiga (GE); y (f) granos por metro cuadrado ($GM2$) en el maíz cultivado durante las campañas 2003 (barras oscuras) y 2004 (barras blancas). Letras distintas indican diferencias significativas (Test de Duncan, $P < 0,05$) entre tratamientos.....	273
Figura VI 10. Pluviometría (P) y evapotranspiración potencial (ET_0), en milímetros, registradas en la estación climática Mas Badía durante la campaña 2003 (de 1 de marzo a 30 de septiembre). Se indican los estadios fenológicos observados en el maíz cultivado.....	275
Figura VI 11. Pluviometría (P) y evapotranspiración potencial (ET_0), en milímetros, registradas en la estación climática Mas Badía durante la época entre cultivos de invierno 2003-04 (de 1 de octubre de 2003 a 29 de febrero de 2004).....	276
Figura VI 12. Pluviometría (P) y evapotranspiración potencial (ET_0), en milímetros, registradas en la estación climática Mas Badía durante la campaña 2004 (de 1 de marzo a 30 de septiembre). Se indican los estadios fenológicos observados en el maíz cultivado.....	277
Figura VI 13. Drenaje acumulado (Dac) del suelo, en milímetros, calculado durante el período de verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto) en función de la diferencia entre el contenido de agua del suelo a capacidad de campo ($CASc$) y el CAS a 24/03.....	280
Figura VI 14. Déficit de agua (Def) total del suelo, en milímetros, calculado durante el período de verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto) en función de la diferencia entre el contenido de agua al suelo (CAS) a 24/03 y la CAS al punto de marchitamiento permanente (CAS_{mp}).....	281

- Figura VI 15. Drenaje acumulado (Dac) del suelo, en milímetros, calculado durante los períodos (a) invierno 2003-04 (del 21 de agosto de 2003 al 15 de marzo de 2004) y (b) del verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre) y déficit (Def) total de agua del suelo, en milímetros, calculado durante los períodos (c) invierno 2003-04 y (d) verano 2004. Ambos índices se representan en función de las diferencias de los CAS_{α} y de los CAS_{β} con respecto a los CAS al inicio de cada período. 282
- Figura VI 16. Evolución del contenido de agua en el suelo (CAS), en porcentaje respecto su valor máximo, de los tratamientos N0 y el resto de tratamientos durante la campaña experimental 2004. 284
- Figura VI 17. Relación entre el contenido de nitrógeno en el suelo (CNS), en kg N/ha, a inicio del período de invierno 2003-04 (el 20 de agosto de 2003) y el nitrógeno lixiviado (N_{li}), en kg N/ha, durante todo este período (del 21 de agosto de 2003 al 15 de marzo de 2004)..... 290
- Figura VI 18. Relación entre el contenido de nitrógeno presente en el suelo (CNS), en kg N/ha, en el estadio de 7 hojas (V7) del cultivo de maíz y la producción de grano al 14% de humedad ($BioG_{14\%}$), en Mg/ha, al final del ciclo de cultivo de la campaña 2004. 293
- Figura VI 19. Comparación de las simulaciones (líneas) del escenario experimental N2T2 MED de la campaña 2004 con el código STICS en su versión original (antes de la calibración) y después del proceso de calibración con los valores observados (puntos) de las variables (a) índice de área foliar (LAF), en cm^2/cm^2 ; (b) producción de biomasa total ($BioT_{0\%}$), en Mg/ha; (c) producción de biomasa de grano ($BioG_{0\%}$), en Mg/ha; (d) extracciones de nitrógeno por el cultivo (ENC), en kg N/ha; (e) contenido de agua en el suelo (CAS), en mm; y (f) contenido de nitrógeno en el suelo (CNS), en kg N/ha. Las líneas gris de trazo fino indican valores estimados si STICS considerara ENC hasta el estadio R6..... 296
- Figura VI 20. Variación relativa, en porcentaje, del valor máximo (máx.) de las variables índice de área foliar (LAF), en cm^2/cm^2 ; biomasa total ($BioT_{0\%}$), en Mg/ha; producción total de grano ($BioG_{0\%}$), en Mg/ha; y del valor promedio de las extracciones de nitrógeno por el cultivo (ENC) en el estadio DRP del cultivo, en kg/ha; del contenido de agua en el suelo (CAS), en mm; y del contenido de nitrógeno en el suelo (CNS), en kg/ha, antes del proceso de calibración del código STICS y después de éste respecto a los valores observados en el tratamiento N2T2 MED (línea continua) durante la campaña 2004..... 298
- Figura VI 21. Valor relativo de la raíz del error cuadrático medio ($rRMSE$), en %, de las variables índice de área foliar (LAF), en cm^2/cm^2 ; biomasa total ($BioT_{0\%}$), en Mg/ha; producción total de grano ($BioG_{0\%}$), en Mg/ha; extracciones de nitrógeno por el cultivo (ENC) en el estadio DRP del cultivo, en kg/ha; contenido de agua en el suelo (CAS), en mm; y contenido de nitrógeno en el suelo (CNS), en kg/ha, antes del proceso de calibración del código STICS y después de éste respecto a los valores observados en el tratamiento N2T2 MED (línea continua) durante la campaña 2004. 299
- Figura VI 22. Valores observados (abscisas) y simulados (ordenadas) al final del ciclo cultural de biomasa total ($BioT_{0\%}$), en Mg/ha; producción de grano ($BioG_{0\%}$), en Mg/ha; y extracciones de nitrógeno por el cultivo (ENC) en el estadio fenológico DRP, en kg/ha, en los diferentes escenarios de la parcela experimental utilizados para la validación del código STICS durante las campañas de cultivo 2004 y 2003. Los puntos rojos representan el tratamiento N2T2 MED utilizado en el proceso de calibración; los círculos grises el tratamiento N1T1 INI. 300
- Figura VI 23. Evolución de las medias de los valores observados (puntos; las barras expresan $\pm\sigma$) y simulados (líneas) de las variables índice de área foliar (LAF), en cm^2/cm^2 ; producción total de biomasa ($BioT_{0\%}$), en Mg/ha; producción de grano ($BioG_{0\%}$), en Mg/ha; y extracciones de nitrógeno por el cultivo (ENC), en kg/ha, en los

diferentes escenarios de fertilización de la parcela experimental utilizados para la validación del código STICS durante la campaña de cultivo 2004. Las líneas gris de trazo fino indican valores estimados si STICS considerara *ENC* hasta el estadio R6...303

- Figura VI 24. Evolución de las medias de los valores observados (puntos; las barras expresan $\pm\sigma$) y simulados (líneas) de las variables contenido de agua en el suelo (*CAS*), en mm; y contenido de nitrógeno en el suelo (*CNS*), en kg N/ha, en los diferentes escenarios de la parcela experimental utilizados para la validación del código STICS durante la campaña de cultivo 2004. Las líneas gris de trazo fino indican valores estimados si STICS considerara *ENC* hasta el estadio R6.305
- Figura VI 25. Evolución del contenido de agua en el suelo (*CAS*), en mm; del drenaje acumulado (*Dac*), en mm; y de las precipitaciones (*P*), en mm, del período entre el 20 de agosto del 2003 y el 11 de febrero del 2004 en la parcela experimental.307
- Figura VI 26. Valores observados (abscisas) y simulados (ordenadas) con el código STICS de las variables (a) contenido de agua en el suelo (*CAS*), en mm; (b) contenido de nitrógeno en el suelo (*CNS*), en kg N/ha; (c) nitrógeno mineralizado (*N_{min}*), en kg N/ha; y (d) nitrógeno lixiviado (*N_{lix}*), en kg N/ha, al final del período comprendido entre el 20 de agosto de 2003 y el 11 de febrero de 2004.308
- Figura VI 27. Valores observados y simulados con STICS e HYDRUS-1D del contenido de agua en el suelo (*CAS*) en los primeros 1,2 m de profundidad del suelo durante toda la campaña de cultivo 2004 en la parcela experimental.310
- Figura VI 28. Valores simulados con STICS de nitrógeno mineralizado (*N_{min}*), en kg N/ha; extracciones de nitrógeno del cultivo (*ENC*), en kg N/ha; nitrógeno lixiviado (*N_{lix}*), en kg N/ha; y lluvia caída (*P*), en mm, en los 1,2 m del perfil superficial del suelo de la parcela experimental entre el 11 de febrero (día juliano 42) y el 18 de junio (día juliano 170) del año 2004.311
- Figura VI 29. Correlación de los valores simulados finales (día 18/06) de los códigos STICS e HYDRUS-1D de (a) contenido de agua en el suelo (*CAS*), en mm; y de (b) contenido de nitrógeno en el suelo (*CNS*), en kg N/ha, en los primeros 1,2 m de suelo en los escenarios simulados de la parcela experimental.312
- Figura VI 30. Evolución en un tratamiento experimental T2 (con una sola aplicación de nitrógeno de fondo) de los contenidos de nitrógeno en el suelo (*CNS*), en kg N/ha, simulados con STICS, HYDRUS-1D e HYDRUS-1D más la diferencia entre el nitrógeno mineralizado (*N_{min}*) y las extracciones de nitrógeno del cultivo (*ENC*) simulados por STICS.313
- Figura VI 31. Correlación de los valores simulados finales (18/06) de (a) drenaje acumulado (*Dac*), en mm; y (b) nitrógeno lixiviado (*N_{lix}*), en kg N/ha, por debajo de los 1,2 m de profundidad del suelo con los códigos STICS e HYDRUS-1D.314
- Figura VI 32. Estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos, en kg N/ha, simulados con STICS e HYDRUS-1D respecto a (a) los valores calculados por balance de masa y a (b) los *CNS* potencialmente lixiviable en los escenarios evaluados.315

NOTACIÓN

$BioG_{H\%}$	biomasa del grano al H% de humedad	M/L^2	Mg/ha
$BioR_{H\%}$	biomasa de la rassa al H% de humedad	M/L^2	Mg/ha
$BioT_{H\%}$	biomasa total al H% de humedad	M/L^2	Mg/ha
$BioV_{H\%}$	biomasa de las partes vegetativas al H% de humedad	M/L^2	Mg/ha
CAS	contenido total de agua en el suelo	L	mm
CAS_{cc}	cont. total de agua en el suelo a capacidad de campo	L	mm
CAS_{pmmp}	contenido total de agua en el suelo a punto de marchitamiento permanente	L	mm
CNS	contenido total de nitrógeno (N-NO ₃) en el suelo	M/L^2	kg/ha
CV	coeficiente de variación	<i>adimensional</i>	%
d	índice de concordancia	<i>adimensional</i>	-
D	drenaje	L/T	mm/día
Dac	drenaje acumulado	L	mm
Def	déficit	L	mm
D_{ap}	densidad aparente	M/L^3	g/cm ³
D_d	coeficiente de difusión molecular	L^2/T	cm ² /día
D_b	coeficiente de dispersión hidrodinámica	L^2/T	cm ² /día
D_{pl}	densidad de siembra o de plantación	ud/L^2	plantas/ha
D_n	día normalizado (según Mary <i>et al.</i> , 1999)	T	día
EF	eficiencia del modelo	<i>adimensional</i>	-
EF'	eficiencia del modelo modificada	<i>adimensional</i>	-
ENC	extracciones de nitrógeno cultivo	M/L^2	kg/ha
ET_c	evapotranspiración del cultivo	L/T	mm/día
ET_o	evapotranspiración potencial	L/T	mm/día
GDA	grados-día acumulados	θ	°C
GE	número de granos por espiga	<i>ud.</i>	granos/esp.
$GM2$	número de granos por metro cuadrado	<i>ud./L^2</i>	granos/m ²
h_p	potencial de presión	L	cm
LAF	índice de área foliar	cm^2/cm^2	L ² /L ²
IC	índice de cosecha	<i>adimensional</i>	g/g
K_s	conductividad hidráulica saturada del suelo	L/T	cm/h
m	parámetro de ajuste, ecuación [III.11]	<i>adimensional</i>	-
MAE	error medio absoluto	-	-
MD	desviación media	-	-
n'	parámetro de ajuste, ecuación [III.11]	<i>adimensional</i>	-
N_{desnit}	pérdidas de nitrógeno por desnitrificación	M/L^2	kg/ha
N_{fert}	aporte de nitrógeno con fertilizantes	M/L^2	kg/ha
N_{lix}	pérdidas de nitrógeno por lixiviación	M/L^2	kg/ha
N_{lluvia}	aporte de nitrógeno por el agua de lluvia	M/L^2	kg/ha
N_{min}	nitrógeno mineralizado	M/L^2	kg/ha
N_{riego}	aporte de nitrógeno por el agua de riego	M/L^2	kg/ha
N_{vol}	pérdidas de nitrógeno por volatilización	M/L^2	kg/ha
P	precipitación	L	mm
$PG_{HECT-14\%}$	peso hectolítrico del grano al 14% de humedad	M/L^3	kg/Hl
$PG_{1000G-14\%}$	peso de 1000 granos de maíz al 14% de humedad	M	g
$rRMSE_M$	raíz del err. cuadrático medio no sistemático relativo	<i>adimensional</i>	-
$RMSE$	raíz del error cuadrático medio	-	-
R^2	coeficiente de determinación	<i>adimensional</i>	-
T^a	Temperatura del aire	θ	°C
V_m	tasa de mineralización media de nitrógeno (por D_n)	$M/L^2 \cdot T$	kg/ha·día
Z_{inf}	dosis de agua infiltrada	L	mm

a	parámetro de ajuste, ecuación [III.11]	L^{-1}	cm^{-1}
θ_g	contenido gravimétrico de agua	M/M	g/g
$\theta_g cc$	cont. gravimétrico de agua a capacidad de campo	M/M	g/g
$\theta_g pmp$	contenido gravimétrico de agua a punto de marchitamiento permanente	M/M	g/g
θ_v	contenido volumétrico de agua	L^3/L^3	cm^3/cm^3
$\theta_v cc$	cont. volumétrico de agua a capacidad de campo	L^3/L^3	cm^3/cm^3
$\theta_v pmp$	contenido volumétrico de agua a punto de marchitamiento permanente	L^3/L^3	cm^3/cm^3
$\theta_v res$	contenido volumétrico de agua residual	L^3/L^3	cm^3/cm^3
$\theta_v sat$	contenido volumétrico de agua a saturación	L^3/L^3	cm^3/cm^3
Φ_s	diámetro de las partículas de suelo	L	μm

6.1. INTRODUCCIÓN

El análisis agronómico de un cultivo agrícola exige la descripción y el estudio de múltiples variables que, por lo general, dan explicación o tienen su efecto en el resultado de un diseño experimental. Para el análisis de un sistema agrícola es preciso comprender el complejo suelo-planta-atmósfera y todas las prácticas agronómicas que se desarrollan durante y entre los períodos de cultivo.

El estudio del comportamiento de sistemas agrícolas se puede realizar mediante el uso de diferentes tipos de herramientas. La elección de estas herramientas depende de los objetivos y resultados se pretendan conseguir.

En agronomía el estudio clásico del comportamiento de sistemas agrícolas tiene su fundamento en el diseño de experimentos. Un experimento es un procedimiento que trata comprobar una o varias hipótesis relacionadas con un determinado fenómeno mediante la manipulación de una o más variables que, presumiblemente, son su causa. Mediante la experimentación se manipulan las variables que presumiblemente intervienen en el fenómeno y se intenta controlar el resto de variables. El diseño de experimentos permite obtener resultados que confirman o rechazan las hipótesis planteadas inicialmente. Normalmente el análisis de los resultados de un experimento se basa en modelos estadísticos (análisis estadístico) de contraste de estas hipótesis. La experimentación y el análisis de sus resultados es, por tanto, la principal herramienta que permite avanzar en el conocimiento de los complejos fenómenos que suceden en un sistema agrícola.

Por otro lado existe otro tipo de herramientas que permiten la comprensión de los fenómenos que ocurren en un sistema agrícola. Este tipo de herramientas son los modelos de simulación. Los modelos en sí pueden ser una práctica herramienta para entender o prever posibles escenarios en sistemas agrícolas complejos.

La ejecución de un modelo de sistema agrícola ofrece respuesta de forma relativamente rápida a un fenómeno determinado en el que puedan influir diversas variables interrelacionadas de modo complejo. Una respuesta que sería difícil conseguir mediante la concepción y ejecución de diseños experimentales. Sin embargo, el uso de códigos de sistemas agrícolas correctamente calibrados y validados, y por lo tanto aptos para su utilización, requiere gran cantidad de ensayos experimentales específicos diseñados para tal fin.

A modo de resumen, la experimentación en todas las disciplinas de la agronomía es inequívocamente la vía para avanzar en el conocimiento de los sistemas agrícolas. Así, los resultados de un diseño experimental pueden tener su uso para el contraste de la hipótesis por la que se ha planteado el ensayo y, también, si el diseño experimental lo admite, pueden utilizarse los resultados de la experimentación para la calibración y la validación de módulos específicos de modelos de sistemas agrícolas.

En el presente capítulo se analizan a nivel agronómico los resultados obtenidos en cada uno de los tratamientos experimentales basados en distintas dosis y tipos de fertilizante sobre el cultivo de maíz en riego por superficie en surcos. Asimismo los resultados obtenidos del ensayo realizado se utilizan para la calibración y la validación de códigos de simulación del sistema suelo-planta-atmósfera. Por un lado se utiliza el código STICS para la simulación del cultivo y su interacción con el medio durante el ciclo cultural. Por otro lado, se evalúan el código STICS junto con el código HYDRUS-1D para la estimación de los riesgos de lixiviación en el período entre cultivos.

6.2. OBJETIVOS

Los objetivos del presente capítulo se estructuran en los siguientes bloques:

- I. Evaluar agronómicamente los resultados de las experiencias con fertilización nitrogenada realizadas en cultivo de maíz; concretamente:
 - relacionar las propiedades físicas del suelo con el rendimiento productivo del cultivo
 - analizar el comportamiento agronómico del cultivo con riego por superficie con distintos tipos y dosis de fertilizante mineral nitrogenado
 - calcular los balances de agua y nitrógeno en el suelo

- II. Simular el sistema suelo-planta-atmósfera en cultivo de maíz. Para ello se pretende:
 - calibrar y validar el código de simulación STICS
 - evaluar la aptitud de los códigos STICS e HYDRUS-1D para estimar los riesgos de lixiviación de nitratos en un suelo agrícola con y sin cultivo

6.3. MATERIAL Y MÉTODOS

La experiencia realizada con fertilización mineral nitrogenada en cultivo de maíz se describe en el [apartado 4.2.2](#). Los datos utilizados para la elaboración de los resultados de presente capítulo se obtuvieron de las campañas 2003 y 2004. En cada una de estas campañas de cultivo se realizaron 5 tratamientos experimentales ([Tabla IV 3](#)) con tres repeticiones experimentales (*INI*, *MED* y *FIN*) cada uno. La conducción del cultivo fue la misma en cada tratamiento experimental.

6.3.1. ANÁLISIS AGRONÓMICO DEL CULTIVO DE MAÍZ

6.3.1.1. El suelo

Los materiales y medidas utilizados para la caracterización del suelo donde se realizó el ensayo experimental se relacionan en el [apartado 4.3.1](#). Concretamente se analizan las siguientes propiedades:

Textura

La determinación de la clase textural del suelo se realizó en los puntos centrales de cada una de las 15 parcelas elementales del ensayo (ver [Figura IV 4](#)) en 4 horizontes de 30 cm, es decir, hasta 120 cm de profundidad ([Tabla VIII 1](#)). La toma de muestras y el análisis de estas se realizaron según el procedimiento descrito en el [apartado 4.3.1.1](#).

Densidad aparente

La densidad aparente del suelo en la parcela de ensayo se determinó según los procedimientos descritos en el [apartado 4.3.1.2](#).

Contenidos característicos de agua en el suelo

Los contenidos característicos de agua en el suelo se midieron según los métodos y procedimientos descritos en el [apartado 4.3.1.3](#). Además, de forma indirecta estos contenidos característicos de agua también se determinaron de las curvas de retención de agua ([apartado 6.4.1.5](#)) en cuatro clases texturales diferenciadas de la parcela experimental.

El contenido de agua al suelo a punto de marchitamiento permanente (θ_p , *ppm*) se determinó, dada la dificultad que presenta estimar con precisión y directamente este contenido característico de agua del suelo, mediante métodos indirectos como las funciones de edafotransferencia propuestas por [Saxton et al. \(1986\)](#) o [Saxton y Rawls \(2006\)](#) quienes, además, las implementaron en el software *Soil Water Characteristics* ([Saxton y Rawls, 2007](#)).

En relación a la medida del contenido de agua a capacidad de campo (θ_c , *cc*), la toma de muestras de suelo se realizó después de un período prolongado de lluvias (70 mm acumulados de agua durante la última quincena y en salida de invierno, cuando la reserva hídrica del suelo era elevada) que garantizó que el contenido de agua del suelo llegara a contenidos superiores de capacidad de campo (-33 kPa). Después de 48 horas del período de lluvia se realizó el muestreo de los horizontes para determinar los contenidos característicos de agua del suelo a capacidad de campo. Este procedimiento fue sugerido por [Justes \(2003\)](#) quien lo considera el método más fiable para la determinación de los

contenidos de agua a capacidad de campo, por delante de métodos como la curva de retención de agua del suelo o las funciones de edafotransferencia.

Finalmente el contenido de agua a saturación ($\theta_{p, sat}$) se determinó mediante la función de edafotransferencia propuesta por Vereecken *et al.* (1989) (ecuación [IV.5]) que fue utilizada por Mailhol (2001, 2003) o Mailhol *et al.* (2005) en sus trabajos de investigación aplicados en un suelo parecido al de la parcela experimental.

Curva de retención de agua

La curva de retención de agua del suelo (relación $h_p - \theta_v$) se determinó según el procedimiento descrito en el apartado 4.3.1.4. Con la finalidad de obtener las curvas de retención de agua más representativas de la parcela experimental, se eligieron cuatro muestras de suelo representativas de las clases texturales observadas en el campo de estudio: franca, franco arenosa, franco limosa (con mayor porcentaje de arena) y franco limosa (con mayor porcentaje de elementos finos).

Conductividad hidráulica saturada

La conductividad hidráulica del suelo (K_s) se determinó mediante los procedimientos descritos en el apartado 4.3.1.5. Se utilizaron dos procedimientos puesto que ambos respondían a metodologías distintas de análisis. Por un lado, se realizaron pruebas de campo (en suelo inalterado) con el permeámetro de Philip-Dunne (De Haro *et al.*, 1998; Muñoz-Carpena *et al.*, 2002; Álvarez-Benedí *et al.*, 2003). Por el otro lado, se utilizó la función de edafotransferencia de Vereecken *et al.* (1990) con la finalidad de contrastar los resultados obtenidos directamente de ensayos de campo con métodos indirectos de predicción de la tasa de infiltración estabilizada del suelo.

6.3.1.2. Índices de desarrollo y productivos del maíz

La variedad de maíz utilizada en el ensayo experimental se describe en el apartado 4.1.4.

Densidad de plantación

La densidad de plantación o número de plantas por unidad de superficie (D_p) se calculó en las tres repeticiones (INI, MED y FIN) de cada uno de los cinco tratamientos experimentales realizados en las campañas 2003 y 2004. La determinación de la densidad de plantación se realizó según el procedimiento descrito en el apartado 4.3.3.4.1.

Estadios fenológicos del cultivo

El desarrollo del cultivo se identificó según la clasificación en estadios fenológicos definida por Ritchie *et al.* (1993) y expuesta en el presente trabajo en la Tabla III 3 del apartado 3.3.1.2.

Índice de área foliar

El índice de área foliar (LAF) se determinó según el procedimiento y la ecuación descrita en el apartado 4.3.3.4.3. Para ello se tomaron muestras de la región MED de cada uno de los tratamientos experimentales llevados a cabo durante las campañas 2003 y 2004. El hecho que el muestreo se llevara a cabo únicamente en las regiones MED de cada tratamiento fue consecuencia de adoptar el compromiso entre la capacidad de realizar el trabajo y la voluntad de muestrear cada uno de los tratamientos experimentales en intervalos de aproximadamente 20 días.

Producción de biomasa total

La determinación de la producción de biomasa total del maíz se realizó según el procedimiento descrito en el [apartado 4.3.3.4.4](#) durante el desarrollo del cultivo y al final del ciclo cultural del cultivo (una vez superada la madurez fisiológica, el estadio fenológico R6).

Índices productivos del grano

Los índices analizados según la metodología indicada en el [apartado 4.3.3.4.4](#) son la producción de grano por hectárea ($BioG_{14\%}$) -referenciado al 14% de humedad para facilitar su comparación relativa-, el índice de cosecha (IC), el peso hectolítrico ($PG_{HECT-14\%}$) y el peso de 1000 granos ($PG_{1000G-14\%}$) también referenciados al 14% de humedad y, finalmente, el número de granos por espiga (GE) y el número de granos por metro cuadrado ($GM2$).

6.3.1.3. Balances de agua y nitrógeno en el suelo

Los balances de masa (agua o nitrógeno) en un sistema agrícola se basan en lo descrito en la [ecuación \[IV.34\]](#), es decir en contabilizar las entradas menos las salidas en el sistema e igualarlas a la variación sucedida en el intervalo de tiempo escogido para el balance.

En cualquier balance siempre existe un término de éste que permite “cuadrar” la aritmética del modelo. En general este término suele ser un factor que no se ha medido específicamente y que, gracias al resto de factores medidos, se estima a partir de la aritmética del balance.

En el presente trabajo, los balances de agua realizados en cada repetición experimental se han resuelto a partir del conocimiento de todos sus elementos siendo el factor que ha “cuadrado” el balance la variación del contenido de agua del suelo entre los tiempos inicial y final.

Respecto al balance de nitrógeno, el factor de ajuste del balance ha sido el nitrógeno lixiviado por debajo de los 1,2 m de profundidad del suelo. En este caso, la dificultad por medir este parámetro en todas las repeticiones experimentales se ha resuelto estableciendo este componente del balance como calculado a partir del resto de componentes medidos o estimados en campo.

Climatología

Los datos climáticos utilizados en los balances de agua y nitrógeno en el suelo se obtuvieron de la estación meteorológica ubicada cerca de la parcela experimental (ver [apartado 4.1.3](#)).

Balance de agua en el suelo

El balance hídrico del suelo se plantea entre los límites físicos superior e inferior del dominio del suelo estudiado, es decir, entre la superficie y la profundidad de 1,2 m del suelo. Los límites temporales se fijan en tres períodos diferentes: verano del 2003, invierno 2003-04 y verano del 2004.

Se consideran entradas de agua al suelo la precipitación (P) y el riego (Z_{ir}) ([Tabla V 18](#) y [Tabla V 19](#)) y se omite la ascensión capilar por debajo de la profundidad de 120 cm del suelo. Las salidas de agua del dominio físico del suelo estudiado se consideran el drenaje (D) y la evapotranspiración del cultivo (ET). Finalmente la variación del contenido de agua en el suelo (CAS) entre los límites temporales de cada período estudiado (ver [Tabla VI 12](#)) se calculó mediante la [ecuación \[IV.4\]](#).

Balance de nitrógeno en el suelo

El balance de nitrógeno realizado para cada uno de los tratamientos experimentales del ensayo se basa los componentes y operaciones expresadas en el [apartado 4.3.3.5](#). Los cálculos y estimaciones realizadas en el balance de nitrógeno de la presente tesis tienen como principal objetivo conocer la cantidad de nitrógeno lixiviado (N_{lix}) a través del límite inferior del suelo (1,2 metros de profundidad) de cada tratamiento experimental. Para ello se calculan o estiman cada uno de los componentes de la [ecuación \[IV.42\]](#).

A continuación se exponen los criterios y/o métodos de cálculo elegidos para la determinación de los componentes de la citada ecuación. Algunos de estos componentes como el aporte de fertilizante mineral nitrogenado (N_{fert}) o la determinación del contenido de nitrógeno del suelo (CNS) se obtuvieron y calcularon según la metodología descrita en los [apartados 4.2.2](#) y [4.3.3.2](#), respectivamente. La [Tabla VIII 5](#) y la [Tabla VIII 6](#) relacionan, respectivamente, los valores de CNS obtenidos de los análisis de muestras de suelo de la parcela experimental durante las campañas 2003 y 2004.

Finalmente, el cálculo de las cantidades de nitrógeno aportadas por el agua de riego (N_{riego}) y la lluvia (N_{lluvia}) se realizó según expresan las [ecuaciones \[IV.38\]](#) y [\[IV.39\]](#) respectivamente.

Cálculo del N_{min}

El nitrógeno mineralizado (N_{min}) durante las épocas del cultivo 2003 y 2004 se calculó a partir de la metodología descrita en el [apartado 4.3.3.3](#). El cálculo del N_{min} durante los períodos evaluados pertenecientes al verano 2003 y al verano 2004 se realizó según la [ecuación \[IV.37\]](#).

Los datos experimentales se obtuvieron en el tratamiento C_{BM} ubicado en la misma parcela experimental (ver [Figura IV 4](#)). Estos datos junto con los valores característicos del suelo (D_{ap} , $\theta_g cc$ y $\theta_g pmp$) de los tres primeros horizontes de 30 cm se utilizaron como datos de entrada del código LIXIM.

El cálculo de los “días normalizados” (D_n) en los períodos analizados se realizó en base a los parámetros fijados en el código LIXIM. Estos parámetros definen los D_n como el producto de los calculados individualmente a partir de la temperatura (T^a) y del contenido gravimétrico de agua en el suelo (θ_g). Las expresiones que relacionan ambos parámetros ([Mary et al., 1999](#)) responden gráficamente a los gráficos de la [Figura VI 1](#).

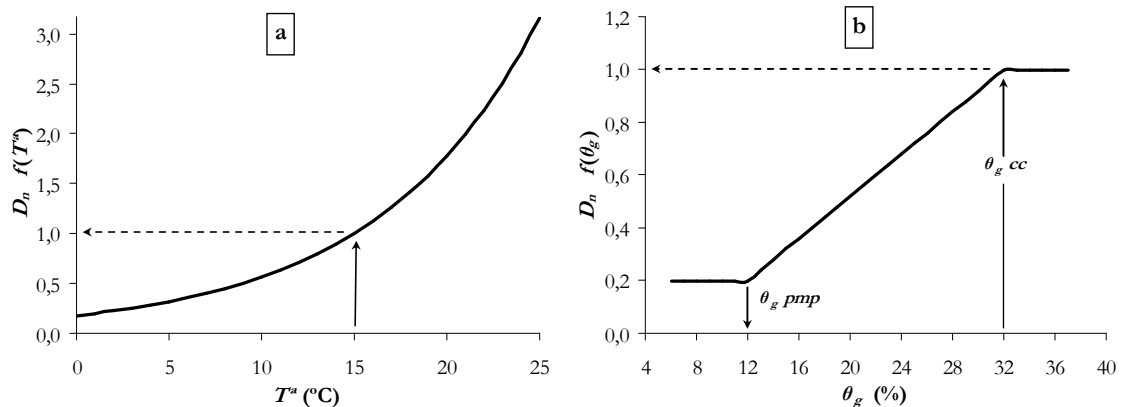


Figura VI 1. Relación entre (a) la temperatura (T^a) y (b) el contenido gravimétrico de agua del suelo (θ_g) en el cálculo de los días normalizados (D_n) según los coeficientes y expresiones utilizados por Mary *et al.* (1999) en el código LIXIM.

Extracciones de nitrógeno del cultivo

Las extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC) en los balances de nitrógeno se calcularon según la expresión de la ecuación [IV.41]. Para ello se utilizó la metodología descrita en la sección “Extracciones de nitrógeno del cultivo” del apartado 4.3.3.4.4.

Estimación del nitrógeno volatilizado

Sainz-Rozas *et al.* (2004) en su trabajo cuantificaron las pérdidas de nitrógeno por volatilización (N_{vol}) y desnitrificación (N_{desnit}) en un campo de maíz de siembra directa mediante la aplicación de diferentes dosis de fertilizante mineral (0, 70, 140 y 210 kg N/ha) en distintos estadios fenológicos del cultivo (en siembra y en cobertera (V6)).

En base al trabajo anterior se estimaron las pérdidas N_{vol} en los tratamientos del ensayo experimental en función del tipo de fertilizante utilizado (y de su contenido en NH_4^+) y del momento de aplicación (en fondo y/o en cobertera), tal como se describe en el apartado 4.2.2.

Estimación del nitrógeno desnitrificado

Tal como se cita en el apartado anterior, Sainz-Rozas *et al.* (2004) en su trabajo cuantificaron, además de las pérdidas N_{vol} en un campo de maíz, las pérdidas de nitrógeno por desnitrificación (N_{desnit}).

El diseño experimental planteado ha hecho preciso disponer, también, de estimaciones de N_{desnit} en situaciones de utilización de fertilizantes de liberación gradual (tratamientos “T2”). Para ello se adoptan los resultados expuestos por Linzmeier *et al.* (2001) quienes expusieron que el uso de inhibidores de la nitrificación (como el DMPP usado en los fertilizantes ENTEC[®]) pueden llegar a reducir hasta un 20% las pérdidas de N por desnitrificación.

Pérdidas de nitrógeno por lixiviación

El balance de nitrógeno se ha calculado según la metodología expuesta en el apartado 4.3.3.5 con los componentes descritos en el presente apartado 6.4.4. El objetivo del balance de nitrógeno es estimar las pérdidas de nitrógeno por lixiviación (N_{lix}). El cálculo detallado del balance de nitrógeno por cada parcela elemental puede consultarse en el Capítulo VIII: en la Tabla VIII 7 para el período de verano 2003, en la Tabla VIII 8 para el período de invierno 2003-04 y en la Tabla VIII 9 para el período de verano 2004.

6.3.2. SIMULACIÓN DEL CULTIVO DE MAÍZ

La simulación del sistema agrícola del maíz se ha realizado en dos períodos diferentes: mientras el cultivo estuvo sembrado y en crecimiento (período cultural) y mientras no hubo cultivo en el campo (período entre cultivos).

La simulación del sistema suelo-planta-atmósfera durante el ciclo de cultivo (primavera y verano) y durante el período entre cultivos (otoño e invierno) se ha realizado con el código STICS. Además, los resultados de las simulaciones en condiciones de no cultivo se han comparado con las del código HYDRUS-1D (apartado 3.4.2.5).

6.3.2.1. Simulación durante el período cultural

La simulación de los escenarios experimentales durante el período de cultivo de las campañas 2003 y 2004 y durante el período de invierno 2003-04 se ha realizado con el código STICS (apartado 3.4.2.4).

Variables de entrada del código STICS

Para la ejecución del código STICS en la parcela experimental se han tomado las variables de entrada relacionadas en la [Tabla VI 1](#).

Tabla VI 1. Variables de entrada utilizadas para la ejecución del código STICS en los escenarios de la parcela experimental en las campañas de cultivo 2003 y 2004.

Variable	Fuente en el presente trabajo
Datos climáticos	Tabla VIII 11 y Tabla VIII 12
Contenido inicial de N en el perfil del suelo	Tabla VIII 5 y Tabla VIII 6
Contenido inicial de agua en el perfil del suelo	Tabla VIII 10
Fecha de siembra	Tabla IV 5
Profundidad de siembra	Apartado 4.3.3.1
Densidad de plantación	Apartado 4.3.3.1
Separación entre filas	Apartado 4.3.3.1
Fechas de riego	Tabla IV 4
Dosis de riego	Tabla V 19
Fechas aplicación fertilizante	Tabla IV 5
Dosis de fertilizante	Tabla IV 3
Concentración N en agua de riego	ecuación [IV.38]
Concentración N en agua de lluvia	ecuación [IV.39]
Fecha de cosecha	Tabla IV 5
Espesor de los horizontes del suelo	Apartado 4.3.1.1
Densidad aparente del suelo	Tabla VI 5
Contenido gravimétrico de agua a capacidad de campo	Tabla VIII 2
Contenido gravimétrico de agua a punto de marchitamiento permanente	Tabla VIII 2

La simulación de la variedad de maíz ensayada (*Eleonora*[®]) se ha realizado en base al itinerario técnico seguido (fecha de siembra, riegos, aporte de fertilizante...) y la integral térmica de desarrollo de la variedad observada. La media de los grados-día que describen la

integral térmica de crecimiento de la variedad de maíz ensayada se relaciona en la [Tabla VI 2](#).

Tabla VI 2. Media de grados-día acumulados (*GDA*), en °C, para los diferentes estadios fenológicos del maíz, variedad *Eleonora*[®], desde la siembra (5 de abril de 2003 y 19 de marzo de 2004) hasta la cosecha (REC).

Estadios definidos en STICS	Correspondencia con estadios definidos por Ritchie <i>et al.</i> (1993) (ver Tabla III 3)	Fecha de observación		<i>GDA</i> (°C) <i>(T^a base = 6 °C T^a máx. = 28 °C)</i>
		2003	2004	
LEV	VE	20 abril	10 abril	105
AMF	2/3 del período entre VE y VT	3 junio	6 junio	610
LAX	≈ 70 <i>GDA</i> antes de R1	25 junio	3 julio	1.010
DRP	R2	9 julio	17 julio	1.245
SEN	Entre R3 y R4	25 julio	4 agosto	1.556
LAN	Entre R5 y R6	18 agosto	26 agosto	1.996
MAT	R6	27 agosto	2 septiembre	2.145
REC	HT	23 septiembre	4 octubre	2.580

Calibración del código STICS

La configuración del ensayo experimental realizado es amplio en cuanto a objetivos de experimentación: riego y distintas fertilización (dosis y tipo de fertilizante) bajo las condiciones habituales de manejo en la zona. El control de parámetros es especialmente intensivo, con el seguimiento del comportamiento del riego y de la evolución del sistema suelo-planta-atmósfera en relación, sobretodo, a sus contenidos en agua y nitrógeno. Tales circunstancias han permitido disponer de un rango de datos suficientemente amplio para proceder a la calibración del código STICS con los datos de una repetición experimental y la posterior validación de éste mismo código con el resto de escenarios observados en el ensayo experimental.

La calibración del código STICS, por su concepción genérica y su estructura modular (ver [Figura III 25](#)), se realiza de forma progresiva. Esto significa que se calibran en primer lugar en los módulos de clima y luego los de desarrollo y crecimiento de las diferentes partes (vegetativas, grano, raíces) de la planta para que, posteriormente, se pueda ajustar el crecimiento del cultivo observado a los balances de agua y de nitrógeno del medio.

Validación del código STICS

Una vez realizada la calibración, se ejecuta el modelo con los nuevos parámetros para que simule los escenarios elegidos para la validación del código STICS. Se evalúa, entonces, el ajuste del código en los citados escenarios, hecho que se traduce en la capacidad de predicción del código en condiciones distintas a las utilizadas para la calibración de éste.

6.3.2.2. Simulación durante el período entre cultivos

Durante el período entre cultivos se valida la predicción del código STICS para las principales variables medidas en el campo sin cultivo: el contenido de agua y nitrógeno del

suelo, la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo y la lixiviación de nitrógeno hacia capas profundas.

La concepción del código STICS hacen de este código una herramienta útil para estimar los riesgos de lixiviación de nitratos en períodos entre cultivos. Sin embargo, además del código STICS -ya calibrado y validado durante el período cultural- existen códigos definidos a partir de otros modelos conceptuales que pueden ser igualmente útiles para este fin. Para ello se comparan las estimaciones de STICS (modelo funcional) con las del código HYDRUS-1D (modelo numérico) (Poch *et al.*, 2005a). Esta comparación se realiza para evaluar la aptitud de ambos códigos que, debido a su enfoque diferente, requieren datos de entrada al modelo distintos.

Configuración y uso del código HYDRUS-1D

Para la resolución del flujo de agua en los escenarios de simulación se ha definido la curva característica de humedad de van Genuchten (1980) (ecuación [III.11]). Los parámetros de la curva (θ_r , θ_s , θ_{sat} , a , n' , m y K_s) se han calculado a partir de las clases texturales mediante las funciones de edafotransferencia del software ROSETTA (Schaap *et al.*, 2001). El transporte de solutos en el suelo se simula bajo la consideración que el nitrato no sufre fenómenos de adsorción en el suelo. Se resuelve según formulan Simunek *et al.* (1998) y, para ello, se toma el valor del coeficiente de difusión molecular (D_d) igual a 37,2 cm/día (Beven *et al.*, 1993) y el valor de la dispersividad longitudinal (D_l) igual a 1,55 cm (Mailhol *et al.*, 2001). En el caso del código STICS se adoptan los valores definidos en su versión original: la difusión del soluto en el suelo se define a partir del coeficiente DIFN igual a 0,018 cm²/día. La advección es proporcional a la transpiración y a la concentración de nitrógeno de las capas de 1 cm en que se discretiza el dominio.

Las condiciones de contorno para el flujo de agua permiten entradas (precipitación) y salidas (evaporación) en la superficie, mientras que, en profundidad (a 1,2 m) existe drenaje libre hacia capas más profundas. En relación al transporte de solutos, las condiciones de contorno del límite inferior permiten la lixiviación de nitratos mientras que, en el límite superior, no se admiten entradas; excepto para el caso de las aportaciones de fertilizante nitrogenado cuando se considera una distribución uniforme de la dosis en los primeros 0,3 m del suelo.

Las condiciones iniciales establecidas en los códigos evaluados se definen con el contenido de agua y de nitratos en el perfil del suelo en el primer día de la simulación. Los datos de evaporación del suelo y transpiración real del cultivo en cada uno de los 15 escenarios de simulación se toman, para ambos códigos, de las simulaciones con el código STICS. HYDRUS-1D no es capaz de simular ni las extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC) ni la mineralización del nitrógeno del suelo (N_{min}).

6.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. EVALUACIÓN AGRONÓMICA DEL CULTIVO DE MAÍZ

6.4.1. CARACTERIZACIÓN DEL SUELO

6.4.1.1. Textura

La [Tabla VI 3](#) muestra las fracciones granulométricas medias de las 15 parcelas elementales de cada una de las 4 capas de suelo analizadas de 30 cm de espesor. Se observa, a primera vista, como la variación de las distintas fracciones granulométricas en profundidad es relativamente pequeña. En el caso de la arcilla las variaciones son de menos de tres puntos porcentuales y en el caso de la arena son de hasta nueve puntos. Estos resultados indican que la textura media del suelo en la parcela experimental es bastante homogénea hasta la profundidad analizada (120 cm).

[Tabla VI 3](#). Media y coeficiente de variación (entre paréntesis), en porcentaje (%), de las fracciones granulométricas USDA simple de cada parcela elemental por cada una de las 4 capas de suelo analizadas.

Profundidad (cm)	Arcilla (%) $\Phi_s < 2 \mu\text{m}$	Limo (%) $2 < \Phi_s < 50 \mu\text{m}$	Arena (%) $\Phi_s > 50 \mu\text{m}$
0 - 30	14,96 (18)	63,38 (11)	21,66 (35)
30 - 60	16,00 (23)	63,69 (20)	20,31 (67)
60 - 90	13,81 (36)	60,98 (23)	25,21 (66)
90 - 120	12,13 (36)	57,51 (36)	30,36 (75)
0 - 120	14,23 (29)	61,39 (23)	24,38 (66)

Los resultados de la tabla anterior, sin embargo, al tratarse de valores medios, ofrecen una realidad un tanto distorsionada de las clases texturales observadas en la parcela experimental. Esta afirmación resulta de la interpretación de los coeficientes de variación (CV) de los 15 puntos de análisis de cada una de las fracciones granulométricas en cada una de las 4 profundidades analizadas (ver [Tabla VI 3](#)). Se aprecia como el CV de las granulometrías tienden a aumentar cuánto mayor es la profundidad del horizonte. Este aumento del CV junto con los resultados más o menos estables de las medias lleva a la conclusión que cuánto mayor es la profundidad de las capas, mayor es la variabilidad de las fracciones granulométricas del suelo. A modo de ejemplo, para el caso del horizonte de 90 a 120 cm, en los 15 puntos analizados se obtuvieron porcentajes de arena entre el 2% y el 76%; de limo entre el 10% y el 81% y de arcilla entre el 3% y el 18%.

La variabilidad de las fracciones granulométricas (ver [Tabla VIII 1](#)) comprende las clases texturales franco limosa, franca y franca arenosa, siendo la clase textural media en los 120 primeros centímetros del suelo la franco limosa ([Tabla VI 3](#)).

6.4.1.2. Relación entre la textura del suelo y la producción de maíz

La baja variabilidad observada de los porcentajes de fracciones granulométricas en cada uno de los puntos centrales de las parcelas elementales del ensayo (ver [Tabla VIII 1](#)) impulsó el estudio detallado de éstos con el fin de poder determinar agrupaciones de tipos de suelo con respuestas similares a nivel agronómico.

Con este objetivo, se correlacionó el contenido de las fracciones granulométricas más finas (arcilla + limo fino ($2 \mu\text{m} < \Phi_s < 20 \mu\text{m}$) de los primeros 90 cm de suelo) con la respuesta agronómica del cultivo (producción de grano al 14% de humedad) de la campaña 2004. Esta comparativa se fundamenta en el hecho que las fracciones granulométricas más finas son las que mayoritariamente influyen en la capacidad de retención de agua del suelo. La profundidad analizada de 90 cm se basa en el hecho que el maíz concentra su mayor actividad radicular a esta profundidad. Tomando estas consideraciones, y con independencia de la influencia que pudieran tener otras características del suelo y de manejo (riego, fertilización,...), se correlacionó la potencial capacidad de retención de agua del suelo, es decir los contenidos de arcilla + limo fino, con el rendimiento productivo del cultivo. Los resultados obtenidos se representan en la [Figura VI 2](#).

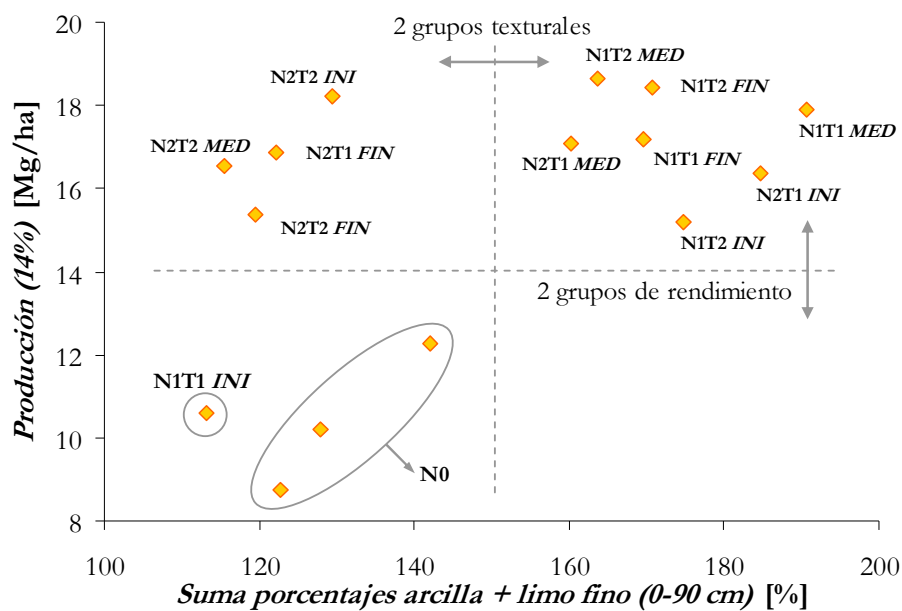


Figura VI 2. Correlación entre el tipo de suelo (suma total de los porcentajes de arcilla + limo fino) y el rendimiento del cultivo en la campaña 2004 de las 15 parcelas elementales del ensayo experimental.

El análisis de la figura anterior evidencia la presencia de dos grupos texturales de entre las 15 parcelas elementales analizadas de la parcela experimental. La línea discontinua vertical separa las regiones con mayor contenido de arcilla + limo fino en los primeros 90 cm de profundidad del suelo de las regiones con menor contenido de éstos. Así, valores altos del eje de abscisas corresponden a regiones con una mayor capacidad de retención de agua en comparación con las regiones ubicadas al inicio de dicho eje. Sin embargo, esta diferencia no tiene una clara influencia sobre el rendimiento general del cultivo en la mayoría de parcelas elementales donde se han registrado producciones de grano superiores a 14 Mg/ha.

Sólo se han observado diferencias en el rendimiento del cultivo en tratamientos con características especiales. El eje de ordenadas indica el rendimiento del cultivo. En él se observa como aparecen 2 grupos de rendimiento claramente definidos: un grupo con rendimientos relativamente elevados (superiores a 14 Mg/ha) y otro grupo (con cuatro puntos o parcelas elementales) de rendimientos bajos que incluye los tres tratamientos N0 (sin fertilización nitrogenada) y el tratamiento N1T1 *INI*. El hecho que los tres tratamientos N0 se encuentren en la zona de bajos rendimientos se explica porqué la ausencia de fertilización nitrogenada en el cultivo afectó el rendimiento de este en la segunda campaña de ensayo (2004) independientemente de la clase textural de dichas regiones (consultar apartado 6.4.2.4.2). El tratamiento N1T1 *INI*, en cambio, a pesar de recibir las mismas dosis de fertilizante nitrogenado que las regiones N1T1 *MED* y *FIN* (ver la región superior derecha de la Figura VI 2), obtuvo un rendimiento claramente inferior. El bajo rendimiento se atribuye, en este caso, a una baja capacidad de retención de agua de esta región que se atribuye al hecho que prepresenta el contenido de arena mayor de todas las regiones analizadas en los primeros 90 cm de profundidad de suelo.

Como conclusión objetiva a las argumentaciones anteriores, se obtienen del análisis realizado tres tipologías texturales distintas (ver Tabla VI 4):

- un subgrupo 1 de suelo con alto contenido de elementos finos (zona derecha de puntos de la Figura VI 2),
- un subgrupo 2 de suelo con bajo contenido de elementos finos (zona izquierda de puntos de la Figura VI 2) y
- un subgrupo 3, con una sola región (N1T1 *INI*), caracterizado por tener un muy bajo contenido de elementos finos.

Tabla VI 4. Media y coeficiente de variación (entre paréntesis), en porcentaje (%), de las fracciones granulométricas USDA de las parcelas elementales agrupadas en cada una de las tipologías texturales de suelo de la parcela experimental.

Id. subgrupo	Arcilla (%) $\Phi_s < 2 \mu\text{m}$	Limo (%) $2 < \Phi_s < 50 \mu\text{m}$	Arena $50 < \Phi_s < 2000 \mu\text{m}$
Subgrupo 1	15,85 (13)	71,73 (4)	12,42 (34)
Subgrupo 2	13,37 (10)	57,25 (4)	29,38 (12)
Subgrupo 3	9,56 (43)	42,77 (55)	47,67 (46)

En base a esta clasificación, basada en la textura del suelo y su respuesta agronómica, se simplifica la variabilidad de clases texturales iniciales (15) a tres grupos relativamente homogéneos. La distribución espacial de cada uno de los subgrupos de suelo obtenidos se puede observar en la Figura VI 3.

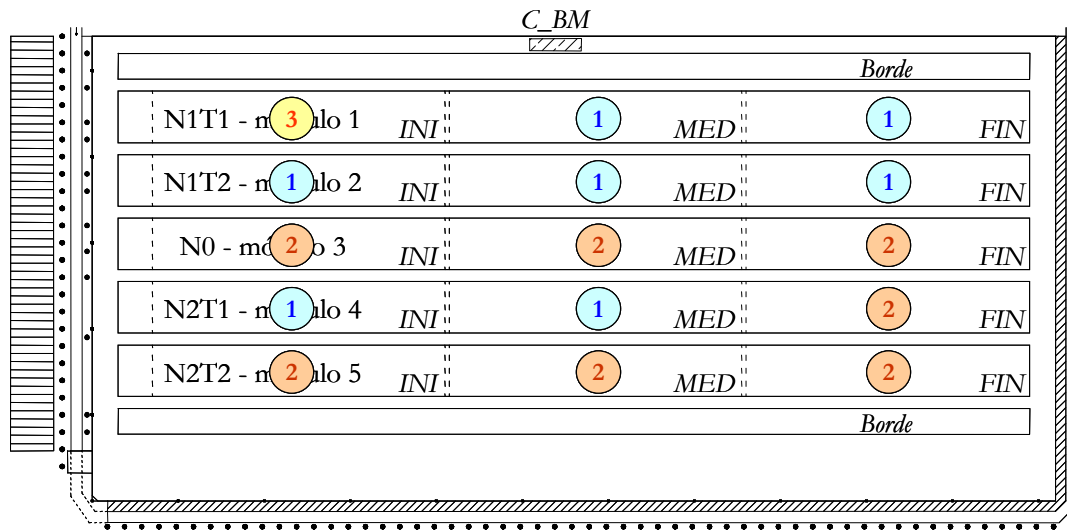


Figura VI 3. Distribución espacial de las tipologías de suelo (subgrupo 1: ①, subgrupo 2: ② y subgrupo 3: ③) según su clase textural en las 15 parcelas elementales del ensayo.

Nótese que el subgrupo 3 de suelo está rodeador de regiones cuya textura se caracteriza por un alto contenido de elementos finos (subgrupo 1). Es una parte de la parcela donde se produce un salto drástico de clase textural. Este fenómeno es habitual en la zona del Empordà. El origen aluvial del suelo conlleva zonas (plumas de suelo) con contenidos relativamente altos de arena. Estas zonas con baja capacidad de retención de agua en los horizontes superficiales se conocen en la zona como *quemadores*. Su nombre se atribuye al hecho que los cultivos sembrados en estas áreas sufren falta de hidratación tan pronto como llegan los meses calurosos del verano. El aspecto quemado del cultivo, tal como se observó en la región N1T1 *INI* durante las dos campañas de estudio, da fe que la citada parcela elemental se trata de un *quemador*.

6.4.1.3. Densidad aparente

Se determinó la densidad aparente (D_{ap}) media de la parcela experimental en horizontes de 30 cm de espesor hasta 120 cm de profundidad (ver Tabla VI 5).

Tabla VI 5. Densidad aparente media del suelo, en g/cm^3 , y coeficiente de variación (entre paréntesis), en porcentaje (%), de la parcela experimental en horizontes de 30 cm de espesor y hasta 120 cm de profundidad.

Profundidad (cm)	D_{ap} (g/cm^3)
0 - 30	1,402 (5)
30 - 60	1,500 (3)
60 - 90	1,457 (4)
90 - 120	1,457 (4)

Los resultados obtenidos de D_{ap} muestran como el horizonte superficial, de 0 a 30 cm de profundidad, tiene la D_{ap} menor que el resto de horizontes analizados. El siguiente horizonte, de 30 a 60 cm de profundidad, tiene sin embargo la densidad aparente medida más elevada. Este hecho se atribuye al trabajo de preparación del terreno con tractor y aperos los cuales *esponjan* el horizonte superficial del suelo y, además, compactan el horizonte situado por debajo de la profundidad máxima de los aperos de labranza.

Además, debido a la microtopografía propia de los surcos de riego también se determinó la densidad aparente de los primeros 30 cm del suelo (ver [Tabla VI 6](#)) para el caso de la cresta del surco de riego y de la base en surcos no compactados y compactados según el esquema de la [Figura IV 5](#).

Tabla VI 6. Densidad aparente media del suelo, en g/cm³, y coeficiente de variación (entre paréntesis), en porcentaje (%), de los primeros 30 cm del suelo de la parcela experimental en la vertical de la cresta del surco y de la base del surco para el caso de surcos compactados y no compactados. (*)

Profundidad (cm)	D_{ap} (g/cm ³)		
	Cresta del surco	Base del surco no compactado	Base del surco compactado
0 - -7	1,245 (6)	-	-
0 - 7	1,436 (6)	-	-
7 - 18	1,410 (3)	1,304 (5)	1,340 (5)
18 - 30	1,414 (5)	1,507 (5)	1,434 (3)

(*) Para una mejor interpretación de la tabla se remite a la [Figura IV 5](#).

Los resultados muestran como la parte superior de la cresta del surco tiene una D_{ap} relativamente baja en comparación con el resto de medidas realizadas. No es un resultado inesperado debido al hecho que el suelo se mueve a la parte superior de la cresta del surco una única vez en cada campaña de riegos y no se comprime expresamente. Tampoco sorprende que la D_{ap} medida justo por debajo de la cresta del surco (de 0 a 7 cm de profundidad) tenga unos valores superiores a prácticamente el resto de medidas realizadas de 0 a 30 cm de profundidad. Este hecho se atribuye al fenómeno de compactación lateral que realizan las rejas del cultivador conformador de surcos.

La observación de una D_{ap} relativamente baja en el horizonte superficial como sucede en el la cresta del surco, también se observa en las mediciones realizadas en la base de los surcos. En general, pues, la D_{ap} de los horizontes superficiales son un 11% inferiores al promedio de D_{ap} de los horizontes inmediatamente inferiores, hecho que se debe al *esponjamiento* que causa el paso de las rejas del apero conformador de surcos al horizonte superficial.

Finalmente, del análisis de los resultados obtenidos en la base de los surcos muestran *a priori* resultados contradictorios al comportamiento que se ha observado de ellos durante los eventos de riego. La [Tabla VI 6](#) muestra como la D_{ap} de la base de los surcos es relativamente diferente en las profundidades de 18 a 30 cm. En esta profundidad el valor un 5% superior de D_{ap} en la base del surco no compactado parece contradecir la concepción que en surcos por donde han pasado las ruedas del tractor la D_{ap} del suelo sea superior que en el resto. Es probable que esta contradicción se deba a los propios errores de medición ya que el comportamiento del suelo observado durante los eventos de riego indicaron una velocidad de avance de la lámina de agua superior en surcos compactados

respecto a los no compactados (ver [Figura V 5](#)). Hipotéticamente se observarían las diferencias en D_{ap} en el horizonte inmediatamente inferior al analizado, de 30 a 60 cm de profundidad, donde probablemente la D_{ap} en surcos compactados sería mayor a la de los surcos por donde no han pasado las ruedas del tractor.

6.4.1.4. Contenidos característicos de agua en el suelo

Los contenidos característicos de agua en el suelo medios de cada parcela elemental se relacionan en la [Tabla VI 7](#). Para más detalle, los resultados de cada una de las profundidades analizadas (de 0 a 120 cm) en las parcelas elementales de estudio se relacionan en la [Tabla VIII 2](#).

Los valores medios de los contenidos volumétricos de agua a punto de marchitamiento permanente, a capacidad de campo y a saturación, en el conjunto de las regiones analizadas han sido, respectivamente, 10,4, 31,5 y 41,3 cm³ de agua por 100 cm³ de suelo. Estos resultados se corresponden con los valores consultados en bibliografía ([MAFF \(2002\)](#); [Severson \(2006\)](#)) para el tipo de suelo medio de la parcela experimental que, como se argumenta en el [apartado 6.4.1.1](#), se trata de un suelo con textura franco limosa.

Tabla VI 7. Contenidos característicos medios de agua en el suelo, en porcentaje (%) (cm³ de agua/100 cm³ de suelo), en cada una de las parcelas elementales del ensayo.

Tratamiento	Región	<i>Contenidos característicos de agua del suelo (%)</i>		
		$\theta_{v pmp}^{(1)}$	$\theta_{v cc}^{(2)}$	$\theta_{v sat}^{(1)}$
C_BM		10,1	31,0	41,2
N1T1	INI	9,1	24,7	40,8
	MED	11,9	33,7	41,8
	FIN	10,7	32,1	41,4
N1T2 ⁽³⁾	INI	11,0	32,9	41,5
	MED	10,9	32,9	41,5
	FIN	10,1	32,9	41,1
N0	INI	10,8	32,8	41,5
	MED	10,7	31,6	41,4
	FIN	9,7	30,5	41,0
N2T1 ⁽³⁾	INI	10,9	32,9	41,5
	MED	10,6	32,9	41,2
	FIN	9,6	31,0	41,0
N2T2	INI	10,5	31,7	41,3
	MED	9,3	28,2	40,9
	FIN	10,3	32,4	41,2

⁽¹⁾ valores determinados a partir de funciones de edafotransferencia;

⁽²⁾ valores calculados del muestreo de campo;

⁽³⁾ valores extrapolados de los tratamientos muestreados (ver [apartado 4.3.1.3](#)) según clasificación por subgrupos (ver [apartado 6.4.1.2](#)).

Desde el punto de vista de los subgrupos texturales de suelo definidos en el apartado 6.4.1.2, los contenidos característicos de agua obtenidos muestran una cierta correspondencia con las respectivas fracciones granulométricas medias (Tabla VI 8). Así, el tipo de suelo medio del subgrupo 1 muestra valores de punto de marchitamiento permanente, capacidad de campo y saturación ligeramente superiores al subgrupo 2 (con menores porcentajes de elementos finos en su composición textural). A su vez, los contenidos característicos de agua difieren sensiblemente en el subgrupo 3. Su relativamente bajo contenido en elementos finos condiciona especialmente la capacidad de retención de agua a capacidad de campo para este subgrupo textural.

Tabla VI 8. Media de los contenidos característicos de agua en el suelo, en cm^3 de agua/ 100 cm^3 de suelo, y coeficiente de variación (entre paréntesis), en porcentaje (%), en cada una de las tres tipologías texturales de la parcela experimental.

Id. subgrupo	Contenidos característicos de agua del suelo (%)		
	$\theta_{v,pmp}$	$\theta_{v,cc}$	$\theta_{v,sat}$
Subgrupo 1	10,9 (5)	32,9 (1)	41,4 (1)
Subgrupo 2	10,1 (6)	31,2 (5)	41,2 (1)
Subgrupo 3	9,1 (-)	24,7 (-)	40,8 (-)

De los resultados de la Tabla VI 8 se deduce la reserva útil de agua que permiten almacenar cada uno de los subgrupos de suelo definidos. Estas reservas útiles de agua (RU), calculadas a partir de la diferencia de porosidad entre capacidad de campo y punto de marchitamiento permanente están alrededor de 260 mm para los subgrupos 1 y 2 y de 185 mm para el subgrupo 3. Estos resultados coinciden de manera aproximada con los valores tabulados por MAFF (2002) o Severson (2006) para suelos de textura franco limosa y franco arenosa respectivamente.

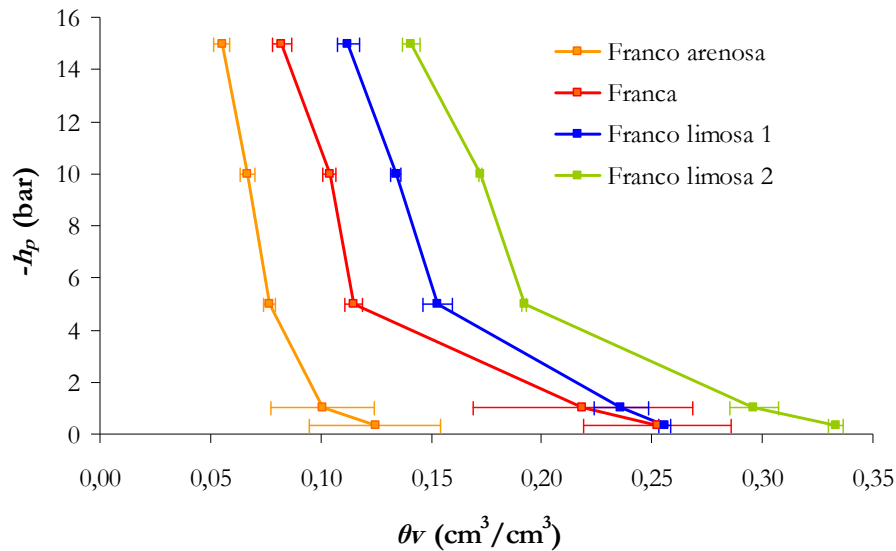
6.4.1.5. Curva de retención de agua

Con la finalidad de obtener curvas de retención de agua (relación $h_p - \theta_p$) representativas de la parcela experimental, se eligieron 4 muestras de suelo que reflejaran la variabilidad de clases texturales del ensayo (ver Tabla VI 9).

Tabla VI 9. Presencia relativa, en porcentaje (%), de las fracciones granulométricas USDA de las 4 muestras de suelo analizadas para la obtención de las curvas características de agua del suelo de la parcela experimental.

Id. muestra	Arcilla (%) $\Phi_s < 2 \mu\text{m}$	Limo (%) $2 < \Phi_s < 50 \mu\text{m}$	Arena $50 < \Phi_s < 2000 \mu\text{m}$
Franco arenosa	12,1	30,4	57,5
Franca	17,6	39,1	43,3
Franco limosa 1	16,6	54,6	28,8
Franco limosa 2	19,3	68,6	12,1

Las curvas características de agua de las cuatro clases texturales analizadas se representan en la [Figura VI 4](#). Los resultados obtenidos responden a lo esperado: la forma (el perfil) de las curvas de retención es similar y difieren entre sí según su granulometría, es decir, cuántos más elementos finos tiene el suelo más capacidad de retención de agua (θ_v) para una misma presión de succión (h_p).



[Figura VI 4](#). Curvas características de agua ($h_p - \theta_v$) de las cuatro clases texturales representativas del suelo de la parcela experimental. Identificación de la media de los puntos determinados y su \pm desviación estándar.

El ajuste de las curvas características de agua a la función paramétrica propuesta por [van Genuchten \(1980\)](#) (ecuación [\[III.11\]](#)) según el modelo de [Mualem \(1976\)](#) se relacionan en la [Tabla VI 10](#).

[Tabla VI 10](#). Parámetros de ajuste de las curvas características de agua a la función paramétrica de van Genuchten (ecuación [\[III.11\]](#)) según el modelo de [Mualem](#) para las 4 clases texturales analizadas de la parcela experimental.

Id. muestra	Modelo	θ_{res} (cm^3/cm^3)	θ_{sat} (cm^3/cm^3)	α	m	n'
Franco arenosa	m y n' variables	0,016	0,185	0,137	1,005	0,253
	$m = 1 - 1/n'$	0	0,157	0,071	1,209	0,878
Franca	m y n' variables	0,051	0,253	0,014	8,173	0,070
	$m = 1 - 1/n'$	0	0,274	0,012	1,418	0,878
Franco limosa 1	m y n' variables	0	0,256	0,013	4,516	0,060
	$m = 1 - 1/n'$	0	0,269	0,008	1,340	0,878
Franco limosa 2	m y n' variables	0	0,334	0,015	4,266	0,062
	$m = 1 - 1/n'$	0	0,355	0,012	1,311	0,878

Justes (2003) afirma, con respecto a la determinación de los contenidos característicos de agua mediante métodos destructivos -en particular las placas de presión Richards-, que estos métodos requieren un procesado de la muestra en laboratorio que destruye la estructura original del suelo y, en consecuencia, se obtienen resultados alejados de los esperados en un suelo que mantiene su estructura sin alterar. Este es el caso de los resultados obtenidos en el presente apartado en el caso, por ejemplo, del contenido de agua a capacidad de campo (-33 kPa). El valor medio de dicho contenido de agua, θ_v , obtenido de las muestras analizadas mediante las placas de presión Richards es del 24,2%, mientras que el mismo parámetro medido según el procedimiento descrito en el apartado 6.4.1.4 (sin alteración de la estructura original del suelo) es del 31,5%. Esta diferencia, de 7,3 puntos porcentuales, se considera suficientemente elevada como para adoptar como válidos los resultados obtenidos de los muestreos sin alteración de la estructura del suelo.

Por otro lado, en el caso de los contenidos de agua medios a capacidad de campo (-1.500 kPa), los resultados obtenidos mediante las placas de presión Richards son parecidos a los obtenidos mediante la función de edafotransferencia utilizada (ver apartado 6.4.1.4). El contenido volumétrico de agua medio a punto de marchitamiento permanente (θ_v , *pmp*) es, en ambos casos, del 10%. Esta similitud responde al hecho que la función de edafotransferencia utilizada basa sus correlaciones para el contenido de agua a punto de marchitamiento permanente en valores determinados mediante métodos destructivos (Saxton *et al.*, 1986) como cabe proceder en las placas de presión Richards.

6.4.1.6. Conductividad hidráulica saturada

La conductividad hidráulica media obtenida de las pruebas realizadas con el permeámetro Philip-Dunne en los 5 puntos de muestreo (con tres repeticiones por punto) fue de 2,18 cm/h con un coeficiente de variación del 53%. Un resultado prácticamente idéntico se obtuvo de la aplicación de la función de edafotransferencia (ecuación [IV.6]) con los parámetros medios del horizonte superficial del suelo (0 a 30 cm), siendo la conductividad hidráulica saturada calculada 2,32 cm/h.

Los resultados anteriores están en consonancia, además, con los resultados obtenidos por Mailhol (2003) en una parcela experimental de textura parecida (arena: 41,6%; limo: 42,0% y arcilla: 16,4%) a la del horizonte superficial de la parcela experimental de la presente tesis (arena: 21,7%; limo: 63,4% y arcilla: 15,0%) donde obtuvo un valor de K_s igual a 2,40 cm/h.

De los resultados anteriores se puede concluir que para el cálculo de la conductividad hidráulica saturada, la adopción de métodos indirectos (más rápidos), como la función de edafotransferencia utilizada, permite la obtención de K_s del suelo de una forma tan fiable como puede ser las pruebas directas de infiltración en campo.

6.4.2. ÍNDICES DE DESARROLLO Y PRODUCTIVOS DEL MAÍZ

6.4.2.1. Densidad de plantación

La emergencia de plantas viables durante ambas campañas 2003 y 2004 fue ligeramente diferente entre las repeticiones de la parcela experimental (ver la Tabla VIII 3 y la Tabla VIII 4). La variabilidad en el número de plantas emergidas fue más acusada durante la

primera campaña experimental (año 2003) donde se registró, de media, un coeficiente de variación del 7,3%. En la campaña siguiente el coeficiente de variación medio del conjunto de las repeticiones del ensayo no fue superior al 3% siendo, por tanto, la densidad de plantas nacidas más homogénea en el conjunto de la parcela experimental. En consonancia con la relativamente baja variabilidad registrada entre todas las repeticiones, tampoco se observaron -mediante análisis de la varianza- diferencias estadísticamente significativas (Test de Duncan, $P < 0,05$) entre las medias de las densidades de plantación de los tratamientos en ninguna de las campañas experimentales (ver Figura VI 5).

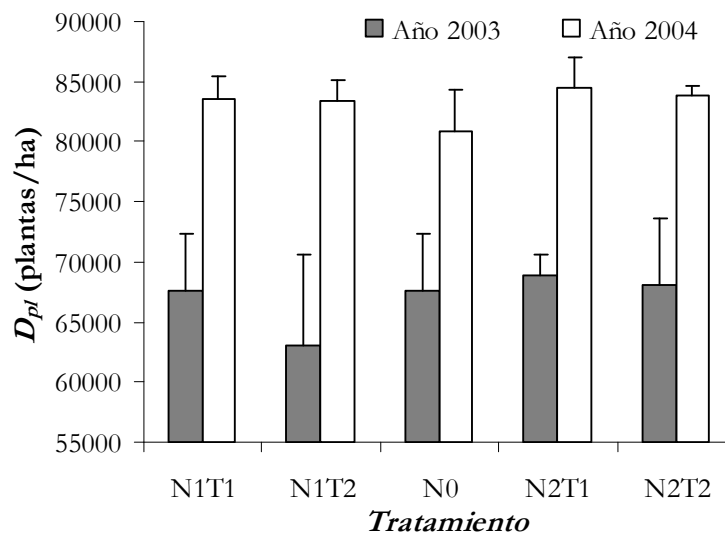


Figura VI 5. Densidad media de plantación del maíz (D_{pl}), en plantas/ha, y su desviación estándar (líneas), en cada uno de los tratamientos experimentales en las campañas 2003 y 2004.

Donde sí se observaron diferencias fue en las densidades medias de plantas emergidas por campaña de ensayo. Mientras que la densidad media de plantación en todo el campo experimental la temporada 2003 fue de 63.032 plantas/ha, el siguiente año el número medio de plantas emergidas por hectárea fue un 32% superior (83.196 plantas/ha). Esta diferencia tan sensible se atribuye a problemas de nascencia de las semillas de maíz durante la primavera del 2003 puesto que la densidad media de siembra con la que se calibró la sembradora ambos años fue de aproximadamente 85.000 plantas/ha (marco de 0,73 m entre hileras por 16 cm entre semillas). La causa que el porcentaje de nascencia de la campaña 2003 fuera inferior al 75% se atribuye al hecho que durante esa primavera se registraron lluvias de poco más de 30 mm durante los cinco días anteriores y posteriores a la fecha de siembra (5 de abril). El contenido elevado de agua en el suelo durante un período tan prolongado de tiempo hace suponer que una parte de las semillas no resultaron viables debido a problemas de pudriciones de las semillas o las plántulas. La situación fue distinta durante la campaña 2004 cuando antes de la siembra prácticamente no se registraron lluvias destacables y hasta 10 días después no llovió una cantidad de poco menos de 27 mm. Probablemente esta fuera la causa principal de que el grado de nascencia de las semillas ese año fuera del 97%.

6.4.2.2. Estadios fenológicos del cultivo

Los estadios fenológicos identificados según la clasificación de [Ritchie *et al.* \(1993\)](#) a lo largo del período de crecimiento y desarrollo del cultivo en las campañas de ensayo (2003 y 2004) se presentan en la [Tabla VI 11](#).

Tabla VI 11. Fecha de observación, y día juliano (entre paréntesis), de los estadios fenológicos del maíz cultivado en el ensayo experimental durante las campañas 2003 y 2004.

Estadio fenológico	Año 2003	Año 2004
Siembra	5 abril (95)	19 marzo (79)
Emergencia (VE)	20 abril (110)	10 abril (101)
Tres hojas (V3)	10 mayo (130)	9 mayo (130)
Nueve hojas (V9)	24 mayo (144)	2 junio (154)
Dieciséis hojas (V16)	15 junio (156)	22 junio (174)
Floración masculina (VT)	25 julio (176)	4 julio (186)
Floración femenina (R1)	28 julio (179)	6 julio (188)
Formación del grano (R2)	9 julio (190)	17 julio (199)
Grano lechoso (R3)	20 julio (201)	29 julio (211)
Grano pastoso (R4)	31 julio (212)	10 agosto (223)
Grano vítreo (R5)	9 agosto (221)	19 agosto (232)
Madurez fisiológica (R6)	27 agosto (239)	2 septiembre (246)
Cosecha (HT)	23 septiembre (266)	4 octubre (278)

Las fechas de la tabla anterior muestran como el cultivo durante la campaña 2003 se sembró más tarde y se recolectó más temprano que en 2004. Estas fechas no fueron inducidas por ningún tipo de propósito experimental sino que se observaron fruto de la aplicación de las prácticas culturales de la zona.

La aparición de distintas fases de desarrollo en el maíz respondió, principalmente, a la respuesta del cultivo a las condiciones climáticas de los años de ensayo. El año 2003 fue un año más caluroso que el 2004. Durante todo el ciclo cultural, en el 2003 se registró una temperatura media del aire de 21,3 °C, mientras que este valor fue prácticamente tres grados menor en la campaña 2004 (18,6 °C). En respuesta al clima el maíz de la campaña 2003 se desarrolló más rápidamente que la misma variedad en el año 2004. Esta característica en maíz se refleja en función de los grados-día acumulados (*GDA*) que se observan en la [Figura VI 6](#).

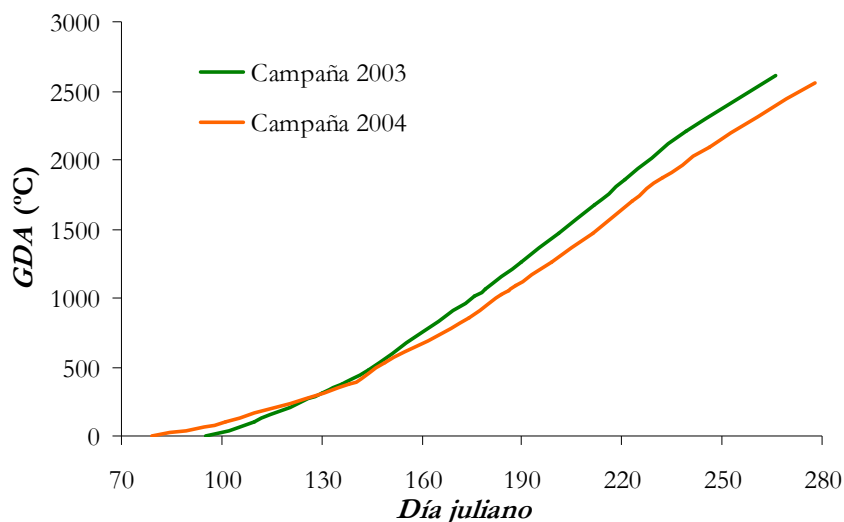


Figura VI 6. Evolución temporal de los grados-día acumulados (*GDA*), en °C, en el cultivo de maíz ensayado en la parcela experimental durante las campañas 2003 y 2004.

Nótese que los resultados expuestos en este apartado son generales para todas las repeticiones y tratamientos experimentales llevados a cabo, puesto que no se observaron diferencias sensibles entre tratamientos en lo que respecta a las fases de crecimiento y desarrollo en ninguno de los dos años de experimentación.

6.4.2.3. Índice de área foliar

Los *LAF* medidos durante los años de experimentación con la variedad de maíz *Eleonora*[®] se representan en la Figura VI 7. Se observa como los *LAF* máximos de los tratamientos del año 2004 son sensiblemente superiores a los valores obtenidos en la campaña anterior. Cabe hacer notar que estos resultados pueden dar lugar a confusión ya que -como se ha comentado en el apartado 6.4.2.1- las densidades medias de plantación fueron significativamente diferentes (un 32% superiores en 2004) entre las campañas de ensayo. Se explica pues que a simple vista destaquen los elevados *LAF* del año 2004 frente a los de la primavera anterior. En cambio, si se comparan los *LAF* referenciados a la densidad teórica máxima para ambos años, la campaña de experimentación 2003 obtuvo, de media, un *LAF* máximo un 18% superior al de la campaña 2004.

Del análisis de los resultados entre tratamientos no se desprende un comportamiento claro de un tratamiento respecto a otro en los años de ensayo. Si se comparan relativamente los tratamientos con fertilización nitrogenada (todos excepto N0), estos muestran un comportamiento dispar. Tal es el caso, por ejemplo, del tratamiento N1T1 donde se midió un *LAF* relativamente elevado en 2003 y, en cambio, el año siguiente este fue de los más bajos. Por otro lado, el tratamiento que sí ha respondido a lo que cabría esperar según las prácticas agronómicas de este es el N0. Igualmente que en los resultados presentados por Boedhram *et al.* (2001), el *LAF* de una parcela de maíz sin fertilización es menor respecto a otras con fertilización. La Figura VI 7 muestra como el *LAF* del tratamiento N0 es comparativamente menor respecto al resto de tratamientos en ambos años de experimentación. Esta diferencia es más acusada sobretodo en el año 2004, cuando el hecho de no fertilizar la parcela durante dos años se piensa que tuvo sus efectos en el *LAF* hasta el punto de obtener valores parecidos al año anterior pero -tal como se ha citado ya anteriormente- con un 32% más de densidad de plantación.

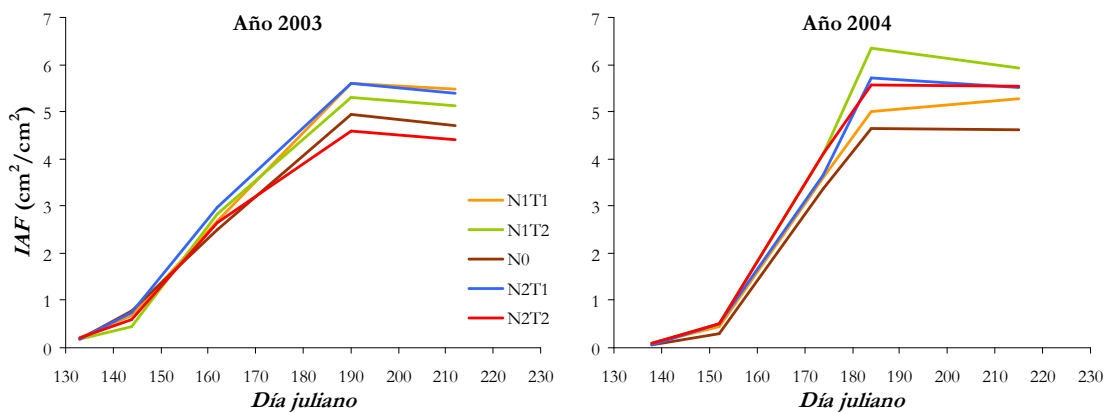


Figura VI 7. Índice de área foliar (*LAF*) medido según el día juliano del año en las regiones *MED* de los tratamientos experimentales en las campañas de ensayo 2003 y 2004.

También se observó como las diferencias entre tratamientos se empiezan apreciar a partir de los estadios V12-V16 coincidiendo con los resultados de Boedhram *et al.* (2001). Esta respuesta es lógica ya que cuando el cultivo empieza a desarrollarse con más celeridad es cuando más precisa de sus factores de producción. La falta de agua y/o nitrógeno se refleja en diferencias de comportamiento entre tratamientos.

6.4.2.4. Índices de rendimiento del maíz

6.4.2.4.1. Producción de biomasa total

La Figura VI 8 muestra la producción media de biomasa total obtenida durante las campañas experimentales 2003 y 2004.

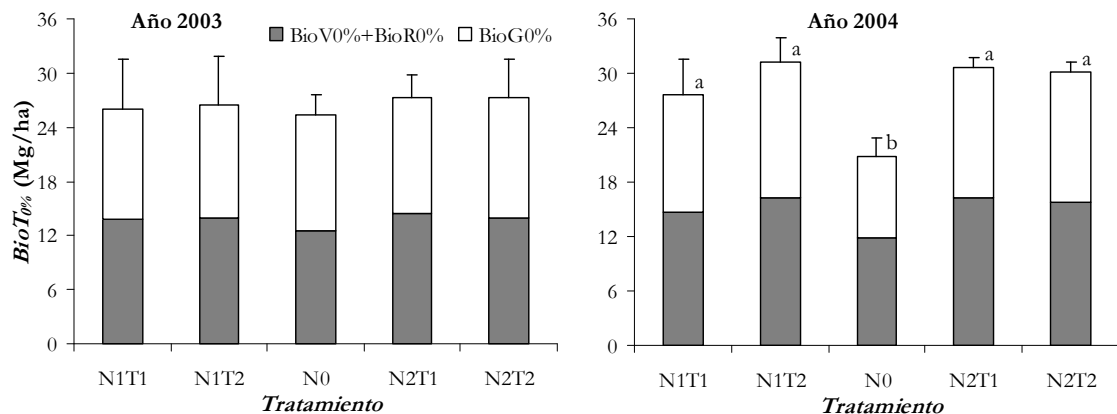


Figura VI 8. Media de la biomasa total ($BioT_{0\%} = BioV_{0\%} + BioR_{0\%} + BioG_{0\%}$), en Mg/ha, y su desviación estándar (líneas), en los tratamientos experimentales durante las campañas de experimentación 2003 y 2004. Letras distintas indican diferencias significativas (Test de Duncan, $P < 0,05$) entre tratamientos.

De la observación de la Figura VI 8 se desprende el distinto comportamiento de los tratamientos experimentales en cada una de las campañas de ensayo. Mientras que en el año

2003 todos los tratamientos se comportaron de forma similar con una producción media de biomasa total 26,5 Mg/ha y un coeficiente de variación cercano al 14%, en el año 2004 las producciones fueron un 6% superiores de media ($BioT_{0\%} = 28,1$ Mg/ha) y el coeficiente de variación cercano al 16%. Estas diferencias en las medias de los años de experimentación se atribuyen principalmente al efecto del incremento de plantas emergidas por hectárea ya descrito en el apartado 6.4.2.1.

A pesar de lo expuesto, el comportamiento más destacable que se observa de la figura anterior es la diferencia entre tratamientos obtenida en la campaña 2004. Se aprecia claramente, y se corrobora estadísticamente, como el tratamiento N0 rindió de forma sensible por debajo del resto de tratamientos; todos ellos, con alguna aportación de nitrógeno en alguna etapa del manejo del cultivo.

A la vista de los resultados relacionados en la Figura VI 8, se puede deducir -tomando en consideración que los volúmenes de agua de riego (Tabla V 18 y Tabla V 19) no han tenido efecto diferencial entre tratamientos- que la falta de nitrógeno en el perfil del suelo durante el segundo año de experimentación (2004) ha tenido un efecto limitante para el desarrollo de las plantas de maíz en las repeticiones del tratamiento N0.

No se observa el mismo comportamiento en el año 2003: ausencia de diferencias entre tratamientos muy distintos. Este comportamiento suele ser frecuente en parcelas de nueva implantación de ensayos como la del presente trabajo donde el año 2003 fue el primero en que dejó de cultivarse de forma comercial. Este hecho significó que, antes de la siembra de la parcela en el primer año experimental, el contenido de nitrógeno del suelo (CNS) fuera tan elevado (entre 135 a 300 kg N/ha en los primeros 120 cm del suelo a salida de invierno) que, de su análisis, se podía llegar a recomendar la no fertilización o el aporte de una pequeña cantidad de nitrógeno de soporte en cobertera en cualquier punto del campo de experimentación. Además, y curiosamente, como factor más desfavorable para la posible observación de diferencias significativas de rendimiento entre los tratamientos evaluados durante la primera campaña experimental, los CNS mayores obtenidos fueron los de las repeticiones experimentales del tratamiento N0 (ver Tabla VIII 5).

6.4.2.4.2. Índices productivos del grano

Los índices productivos del grano medios de cada uno de los tratamientos experimentales planteados en las campañas 2003 y 2004 sobre cultivo de maíz se relacionan en la Figura VI 9.

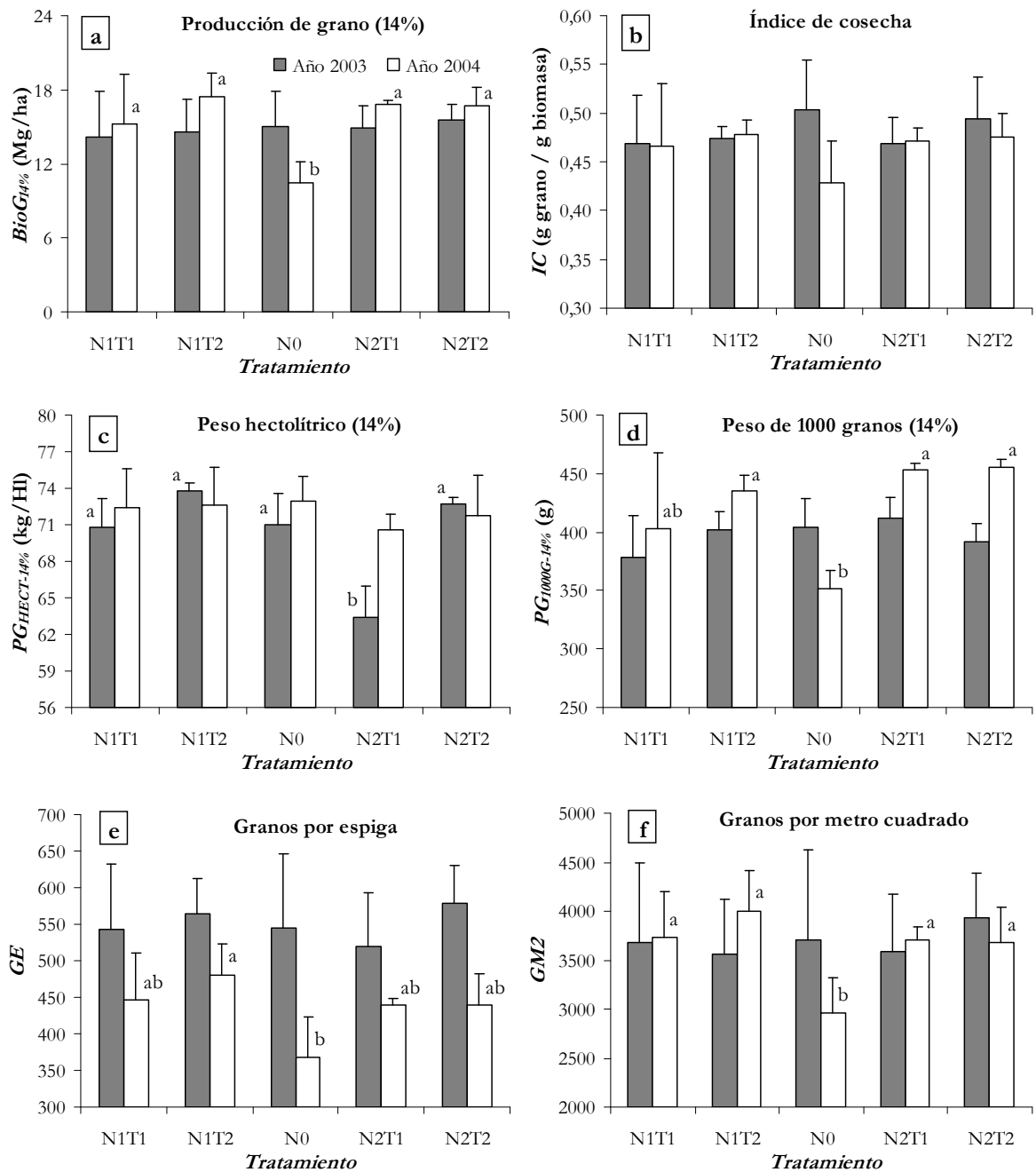


Figura VI 9. Valores medios (barras) y desviación estándar (líneas) de (a) producción de grano ($BioG_{14\%}$), en Mg/ha; (b) índice de cosecha (IC), en g de grano/g de biomasa total; (c) peso hectolítrico del grano ($PG_{HECT-14\%}$), en kg/HI; (d) peso de 1000 granos ($PG_{1000G-14\%}$), en g; (e) granos por espiga (GE); y (f) granos por metro cuadrado (GM2) en el maíz cultivado durante las campañas 2003 (barras oscuras) y 2004 (barras blancas). Letras distintas indican diferencias significativas (Test de Duncan, $P < 0,05$) entre tratamientos.

El análisis de los datos de índices de producción de grano muestra la misma tendencia que los índices de producción de biomasa total mostrados en el apartado anterior. En concreto se hace referencia al hecho que durante la campaña 2003 no se observaron diferencias significativas de producción entre tratamientos experimentales, mientras que en el 2004 únicamente el tratamiento sin aportes de nitrógeno (N0) acusó sensiblemente esta falta.

Los índices productivos del grano durante la campaña 2003 se comportaron de forma muy homogénea, prácticamente insensibles a las particularidades de cada tratamiento experimental. Únicamente se observaron diferencias significativas en el peso hectolítrico del tratamiento N2T1. Estas diferencias no fueron derivadas directamente del comportamiento agronómico del cultivo en el campo, sino que se atribuyen únicamente a problemas de pudrición de las muestras de material vegetal empleado para el análisis de dicho índice productivo y que provocó la pérdida de densidad del grano recolectado.

En cuanto a los índices productivos del grano durante la campaña 2004 únicamente se observan diferencias estadísticamente significativas para el tratamiento sin aporte de nitrógeno (N0). De estos resultados se puede deducir que con un aporte de 210 kg N/ha se llega a obtener la producción potencial del cultivo de maíz con independencia del fraccionamiento de este (considerando únicamente en fondo y/o en cobertera) y del tipo de fertilizante aplicado. Además, el hecho de no aportar nitrógeno mineral al cultivo significa un descenso de producción de grano del 39% de media, pasando de 17 Mg grano/ha de media en los tratamientos con fertilización a poco más de 10 Mg/ha de media en las repeticiones de N0. Cabe tener en cuenta que estas consideraciones se toman de los resultados del segundo año de experimentación y que, por tanto, estos no son directamente extrapolables a series de más larga duración.

Del estudio más detallado de las diferencias observadas en la producción de grano de las repeticiones del tratamiento N0 respecto al resto de tratamientos se desprende que, si bien en el 2004 el peso hectolítrico (densidad) del grano fue el mismo en todos los tratamientos, el N0 produjo granos más pequeños (con menor $PG_{1000G-14\%}$) y con menos granos por espiga (GE) (o granos por metro cuadrado ($GM2$)) lo que se tradujo en el descenso global de rendimiento medio de este tratamiento respecto al resto.

En cuanto al análisis del tipo de grano entre los tratamientos analizados entre los dos años de experimentación, y sin perjuicio de las diferencias ya comentadas del tratamiento N0, se aprecia como en la campaña 2004 el número de granos por espiga fue inferior al del año precedente. El menor número de granos por espiga en una misma variedad en dos años distintos se podría atribuir a una menor polinización de las flores femeninas o a problemas de estrés hídrico durante los estadios fenológicos de floración masculina (VI) y femenina (R1). Ambas casuísticas no se han podido corroborar con los datos que se disponen puesto que las condiciones ambientales fueron parecidas en las dos campañas experimentales estudiadas. A pesar del menor número de granos por espiga, la mayor densidad de plantación (apartado 6.4.2.1) del año 2004 se tradujo en prácticamente el mismo número de granos por metro cuadrado (Figura VI 9 (f)) que, añadido al hecho que en el 2004 los granos fueron en general más grandes (Figura VI 9 (d)), supuso que la producción media de grano durante la campaña 2004 fuera prácticamente un 12% superior a la del año anterior (datos sin tener en cuenta la producción media de grano de N0).

En general, el índice de cosecha (IC) no ha variado sensiblemente de una campaña respecto a la otra ni entre los mismos tratamientos de una misma campaña manteniéndose en ambos casos en valores entre 0,46 y 0,49.

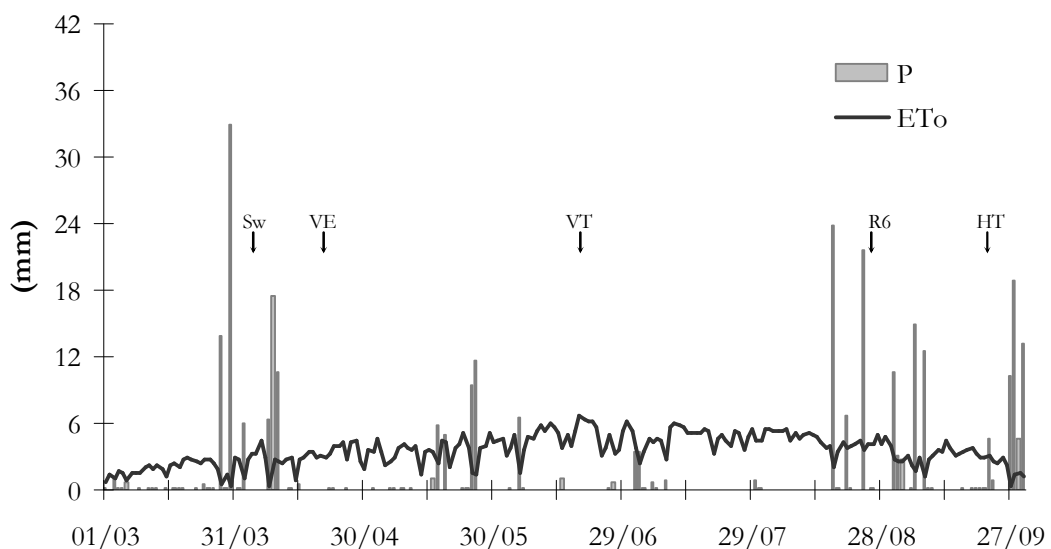
Finalmente se considera preciso comentar las especificidades de comportamiento agronómico del maíz cultivado en la repetición INI del tratamiento N1T1. Como se ha descrito en el apartado 6.4.1.2, el suelo de esta región se caracteriza por su bajo contenido en elementos finos y se conoce popularmente en la región como un *quemador* por su destacada baja capacidad de retención de agua. Esta particularidad del suelo ha afectado a los índices productivos del grano de maíz en los dos años de experimentación. Concretamente la repetición INI tuvo una producción de grano -referenciada al 14% de humedad- de 10,5 Mg/ha de media en los dos años de experimentación, mientras que el

resto de repeticiones (*MED* y *FIN*) del mismo tratamiento obtuvo unos rendimientos aproximadamente un 60% superiores, de 16,8 Mg/ha de grano de media. Asimismo, el grano obtenido en la zona del *quemador* tuvo reducciones de aproximadamente un 20% en los índices del tamaño (peso) del grano ($PG_{1000G-14\%}$), el número de granos por espiga (*GE*) y el número de granos por metro cuadrado (*GM2*) y del índice de cosecha (*IC*). El detalle de los datos que se citan puede ser consultado en la [Tabla VIII 3](#) y [Tabla VIII 4](#).

6.4.3. BALANCE DE AGUA EN EL SUELO

6.4.3.1. Climatología

La [Figura VI 10](#) muestra los registros de pluviometría y evapotranspiración potencial de referencia de la estación climática ubicada en la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia (situada a unos 250 metros del centro de la parcela experimental) durante la campaña de cultivo 2003. Asimismo, también se indican los estadios fenológicos ([Tabla III 3](#)) del cultivo de maíz cultivado en la parcela experimental.



[Figura VI 10](#). Pluviometría (*P*) y evapotranspiración potencial (ET_0), en milímetros, registradas en la estación climática Mas Badia durante la campaña 2003 (de 1 de marzo a 30 de septiembre). Se indican los estadios fenológicos observados en el maíz cultivado.

Antes de la siembra (*Sw*) se registraron 53 mm de lluvia que llenaron la reserva del suelo y dotaron de agua suficiente al suelo para una buena emergencia (*VE*) del cultivo. Posteriormente, a partir del 15 de mayo, cuando el cultivo empieza a ser exigente hídricamente, se registró un período de lluvias durante quince días de 33 mm. Posteriormente, y hasta la segunda quincena de agosto, prácticamente no se registraron lluvias y se llegó a niveles de evapotranspiración de referencia elevados (superiores a 5 mm/día). Fue un verano que se recuerda caluroso para los productores de maíz y en el que se registró un déficit hídrico en los cultivos de maíz de la zona de 350 mm entre el 15 de mayo y principios de septiembre (ver datos de la [Tabla V 10](#)).

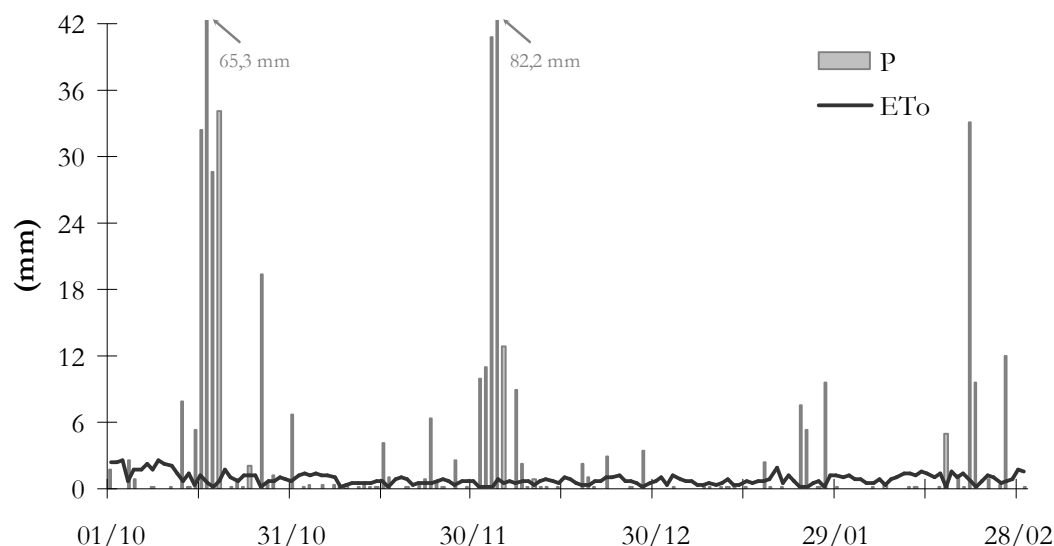


Figura VI 11. Pluviometría (P) y evapotranspiración potencial (ET_0), en milímetros, registradas en la estación climática Mas Badia durante la época entre cultivos de invierno 2003-04 (de 1 de octubre de 2003 a 29 de febrero de 2004).

El período entre cultivos de la campaña 2003 a la campaña 2004 se caracterizó por ser un invierno propio de los climas mediterráneos: lluvias cuantiosas e irregulares. Desde el 1 de octubre de 2003 al 29 de febrero de 2004 se acumularon 500 l/m^2 de precipitación (ver Figura VI 11), un 77% de la lluvia total anual media de la zona.

El primer período de lluvia intensa fue a mediados del mes de octubre cuando se acumularon 160 l/m^2 con una intensidad de 40 mm/día . Posteriormente, a principios del mes de diciembre también se produjo una lluvia similar -de 168 l/m^2 - distribuida en este caso en poco más de una semana. Se considera que durante estos períodos de lluvia la reserva hídrica de los 1,2 metros superficiales de suelo de la parcela experimental se llenó por completo puesto que se estima su capacidad de reserva media en poco más de 250 mm. Finalmente, y antes de principios de marzo de 2004 también se registró un período de lluvias a finales de febrero donde se acumularon casi 50 l/m^2 de agua hecho que, de nuevo, restituyó la reserva hídrica del suelo.

Después del período de invierno 2003-04 empezó la nueva campaña de cultivo 2004. La Figura VI 12 muestra las variables climáticas de precipitación y evapotranspiración de referencia de la nueva campaña de cultivo 2004 la cual se caracterizó por tener una primavera especialmente lluviosa ya que entre el 15 de abril y el 15 de mayo se acumularon 285 mm de agua de lluvia. Estas lluvias sobrepasaron la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo por lo que se supone que tuvieron un efecto de lavado de los iones -especialmente nitratos- presentes en el suelo. Así, probablemente, la mayor parte de iones nitrato aportados en la aplicación de fondo del 18 de marzo fueron transportados hacia capas profundas del suelo. Después de este período de lluvias prolongado e intenso, el 2004 tuvo un verano menos lluvioso y, curiosamente, menos caluroso que el verano anterior: se registró una precipitación acumulada de 52 mm frente a los 121 mm de agua de lluvia caídos entre el 15/05 y el 02/09 del 2003 y durante este período en 2004 se registró de media un 13% menos de evapotranspiración de referencia que en 2003 (ver Tabla V 10). Finalmente, pasado el mes de agosto cayeron las primeras lluvias de otoño justo cuando el cultivo ya alcanzó el estadio de madurez fisiológica (R6).

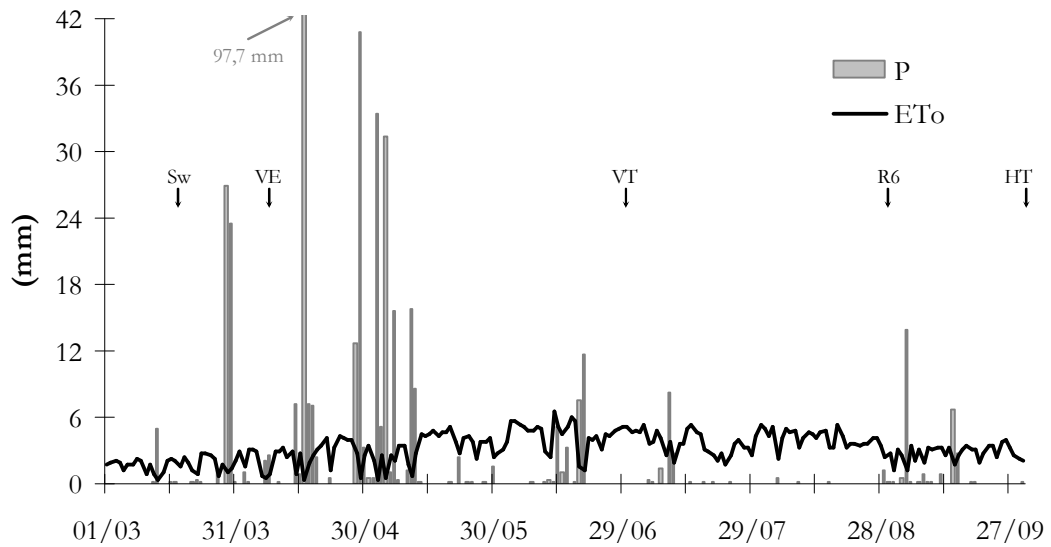


Figura VI 12. Pluviometría (P) y evapotranspiración potencial (ET_0), en milímetros, registradas en la estación climática Mas Badia durante la campaña 2004 (de 1 de marzo a 30 de septiembre). Se indican los estadios fenológicos observados en el maíz cultivado.

6.4.3.2. Balance de agua en el suelo

El balance de agua en cada uno de los tratamientos de la parcela experimental se realiza en tres períodos consecutivos:

- *Verano 2003*: del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003,
- *Invierno 2003-04*: del 21 de agosto de 2003 al 15 de marzo de 2004 y
- *Verano 2004*: del 16 de marzo al 4 de septiembre de 2004.

La Tabla VI 12 muestra los componentes del balance de agua en el suelo realizado en la parcela experimental.

Tabla VI 12. Balance de agua en el suelo de la parcela experimental durante el verano 2003, el invierno 2003-04 y el verano 2004. Valores del contenido volumétrico de agua al suelo, en milímetros, en los primeros 1,2 metros de profundidad para cada uno de los tratamientos y parcelas elementales. Se indican para cada período evaluado la media, en milímetros, de cada componente del balance y su coeficiente de variación, en porcentaje.

Tratamiento	ENTRADAS (mm)		SALIDAS (mm)		VARIACIÓN (mm)	
	Precipitación (P)	Riego (Z_{ini})	Drenaje acumulado (Dac)	Evapotransp. del cultivo (ET_c) ⁽¹⁾		
Verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003)						
N1T1	INI			0	-169,9	
	MED	168,5	201,9	3,7	540,2	-173,6
	FIN			0		-169,9
N1T2	INI			0	-160,0	
	MED	168,5	211,8	49,5	540,2	-209,5
	FIN			0		-160,0
N0	INI			22,4	-164,4	
	MED	168,5	229,8	25,7	540,2	-167,6
	FIN			0		-142,0
N2T1	INI			49,2	-190,0	
	MED	168,5	231,0	0	540,2	-140,8
	FIN			0		-140,8
N2T2	INI			3,4	-148,7	
	MED	168,5	226,5	0	540,2	-145,3
	FIN			81,2		-226,5
Media (CV)	168,5 (0)	220,2 (6)	15,7 (161)	540,2 (0)	-167,2 (15)	
Invierno 2003-04 (del 21 de agosto de 2003 al 15 de marzo de 2004)						
N1T1	INI			288,8	168,0	
	MED	625,5	0	280,3	168,7	176,4
	FIN			343,6		113,1
N1T2	INI			300,8	155,9	
	MED	625,5	0	297,8	168,7	158,9
	FIN			272,9		183,8

⁽¹⁾ Durante el período invierno 2003-04 se calculó la evaporación del suelo.

Tabla VI 12. Balance de agua en el suelo de la parcela experimental durante el verano 2003, el invierno 2003-04 y el verano 2004. Valores del contenido volumétrico de agua al suelo, en milímetros, en los primeros 1,2 metros de profundidad para cada uno de los tratamientos y parcelas elementales. Se indican para cada período evaluado la media, en milímetros, de cada componente del balance y su coeficiente de variación, en porcentaje. (continuación)

Tratamiento	ENTRADAS (mm)		SALIDAS (mm)		VARIACIÓN (mm)
	Precipitación (P)	Riego (Z_{ini})	Drenaje acumulado (Dac)	Evapotransp. del cultivo (ET_c) ⁽¹⁾	
N0	INI			339,2	117,6
	MED	625,5	0	291,9	164,9
	FIN			274,9	181,9
N2T1	INI			331,1	125,7
	MED	625,5	0	302,1	154,6
	FIN			311,3	145,4
N2T2	INI			301,6	155,2
	MED	625,5	0	351,3	105,4
	FIN			244,4	212,4
Media (CV)	625,5 (0)	0 (0)	302,1 (10)	168,7 (0)	154,6 (19)
Verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre de 2004)					
N1T1	INI		241,4	242,6	-120,8
	MED	412,7	246,1	250,7	-124,2
	FIN		246,6	271,6	-144,7
N1T2	INI		234,9	243,4	-128,1
	MED	412,7	235,7	265,9	-149,8
	FIN		234,2	239,2	-124,7
N0	INI		334,3	289,4	-74,8
	MED	412,7	331,4	266,5	-54,7
	FIN		329,3	243,9	-34,2
N2T1	INI		239,0	275,4	-156,0
	MED	412,7	241,6	230,3	-108,3
	FIN		245,7	252,7	-126,6
N2T2	INI		229,6	258,0	-148,0
	MED	412,7	232,7	262,4	-149,3
	FIN		232,5	257,6	-144,7
Media (CV)	412,7 (0)	257,0 (15)	256,6 (6)	523,4 (0)	-119,3 (31)

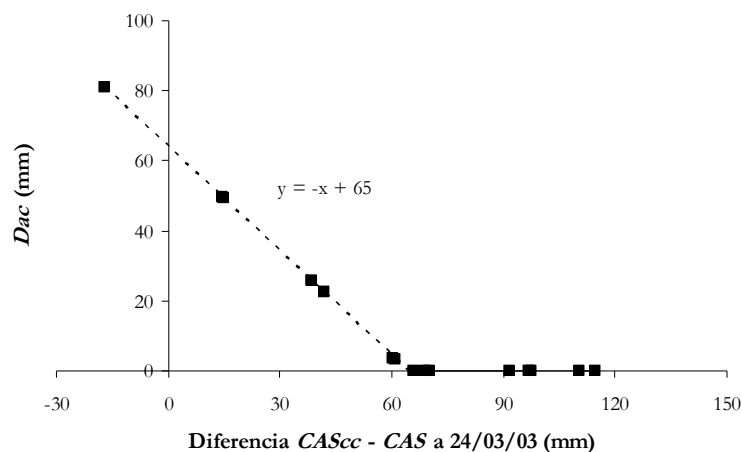
⁽¹⁾ Durante el período invierno 2003-04 se calculó la evaporación del suelo.

Los valores promedio de cada uno de los límites temporales analizados en la [Tabla VI 12](#) indican, por un lado, como el balance hídrico durante el período de invierno 2003-04 es positivo, es decir, se incrementó contenido de agua en el suelo debido a que las cantidades de precipitación fueron superiores a la suma de las fracciones de agua de drenaje acumulado y la evaporación del suelo.

Por otro lado, los balances hídricos en los veranos analizados indican como el contenido de agua del suelo disminuyó al final de los períodos a pesar del aporte adicional de agua mediante el riego. Los veranos 2003 y 2004 se comportaron diferentes en cuanto a la evolución de los *CAS* ya que, tal como se ha descrito en el [apartado 6.4.3.1](#), el verano 2003 fue muy seco y el mismo período del 2004 fue relativamente más lluvioso. De lo expuesto se concluye, de forma simplista, que el incremento de agua de lluvia caída durante el verano 2004 (especialmente durante el mes siguiente a mediados de abril) se drenó por el límite inferior del suelo durante el mismo período. Este hecho no ocurrió durante el verano 2003 cuando las precipitaciones sucedidas en primavera fueron menos cuantiosas y más distribuidas en el tiempo (ver [Figura VI 10](#) y [Figura VI 12](#)).

El análisis detallado del drenaje total (*Dac*) y del déficit de agua (*Def*) en el perfil del suelo monitorizado para cada uno de los períodos y tratamientos estudiados pone de manifiesto como el contenido de agua del suelo (*CAS*) de una zona tiene relevancia en su comportamiento hídrico durante el período siguiente.

Para el caso del verano 2003 se observa como el *Dac* calculado durante este período tiene una correlación lineal con la cantidad de agua que le falta al suelo en fecha 24/03 para llegar a contenidos de capacidad de campo (ver [Figura VI 13](#)). En otras palabras, cuanto mayor la capacidad que tiene el suelo para llegar al límite superior retención de agua, menor es el drenaje registrado. Es una relación lógica que, para las condiciones presentes en la parcela experimental en verano 2003, supuso drenaje por debajo de los 1,2 metros de suelo cuando los *CAS* a 24/03 fueron inferiores a 65 mm respecto a los *CAS_c*.



[Figura VI 13](#). Drenaje acumulado (*Dac*) del suelo, en milímetros, calculado durante el período de verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto) en función de la diferencia entre el contenido de agua del suelo a capacidad de campo (*CAS_c*) y el *CAS* a 24/03.

Un caso parecido se calculó respecto al déficit total de agua del suelo (*Def*), es decir, respecto a los períodos en los que el *CAS* fue inferior al *CAS_{pmp}* en días con condiciones de salida de agua del suelo principalmente por causa de la evapotranspiración del cultivo. La [Figura VI 14](#) muestra la relación entre la cantidad de agua del suelo en situación de

déficit y la *CAS* a 24/03 por encima de la *CAS_{mp}*. Se aprecia como cuánto más *CAS* tenía un suelo a inicio del verano, menos *Def* tuvo este. El límite a partir del cual se detectaron déficits de agua en las regiones fue cuando la diferencia entre el *CAS* a 24/03 y el *CAS_{mp}* de estas fueron inferiores a 150 mm.

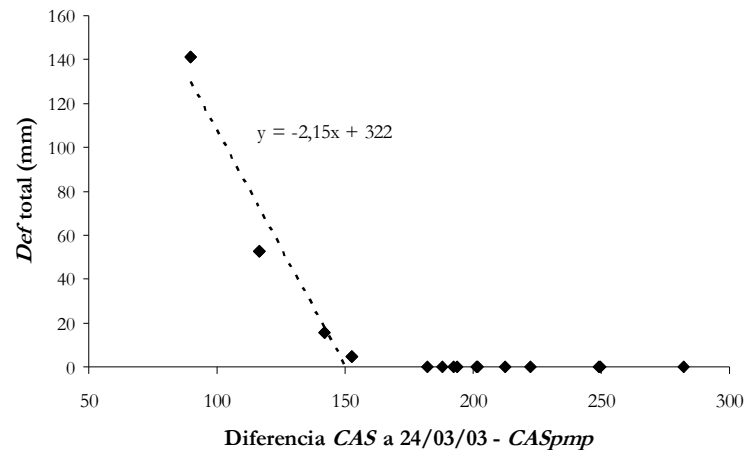


Figura VI 14. Déficit de agua (*Def*) total del suelo, en milímetros, calculado durante el período de verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto) en función de la diferencia entre el contenido de agua al suelo (*CAS*) a 24/03 y la *CAS* al punto de marchitamiento permanente (*CAS_{mp}*).

Las relaciones anteriores se estudiaron para los períodos de invierno 2003-04 y de verano 2004 (ver Figura VI 15). En ambos casos, debido al relativamente alto *CAS* a inicio de período, no se detectaron situaciones de *Def* (gráficos (c) y (d) de la Figura VI 15) y, en cambio, se detectaron cantidades de agua drenada (*D*) indirectamente proporcionales (pendiente igual a -1) a la diferencia entre el *CAS_{cc}* y el *CAS* a 20/08/03 -para el período invierno 2003-04- y el *CAS* a 16/03/04 -para el verano 2004 (ver gráficos (a) y (b) de la Figura VI 15).

A modo de resumen, el balance hídrico de los tratamientos experimentales durante los años de experimentación indica como la mayoría de regiones evaluadas se comportan de forma similar (Figura VI 15) a excepción del verano del 2003 (ver Figura VI 13 y Figura VI 14). Es este período las condiciones climáticas del área de estudio ofrecieron menores cantidades de lluvia y más evapotranspiración y se produjeron situaciones de déficit de agua al suelo en función de la variabilidad de los *CAS* de cada región y de su *CAS_{mp}*. Durante el resto de períodos (invierno 2003-04 y verano 2004; ver Figura VI 15) y para todas las regiones el comportamiento general del suelo en términos de balance hídrico fue el mismo: se produjeron situaciones de drenaje debido a las altas precipitaciones registradas en octubre y diciembre de 2003 y en la primavera de 2004. Sin embargo, la variabilidad de los *CAS* y de la capacidad máxima de retención de agua del suelo (*CAS_{cc}*) de las regiones estudiadas se tradujo en niveles distintos de drenaje en cada una de ellas.

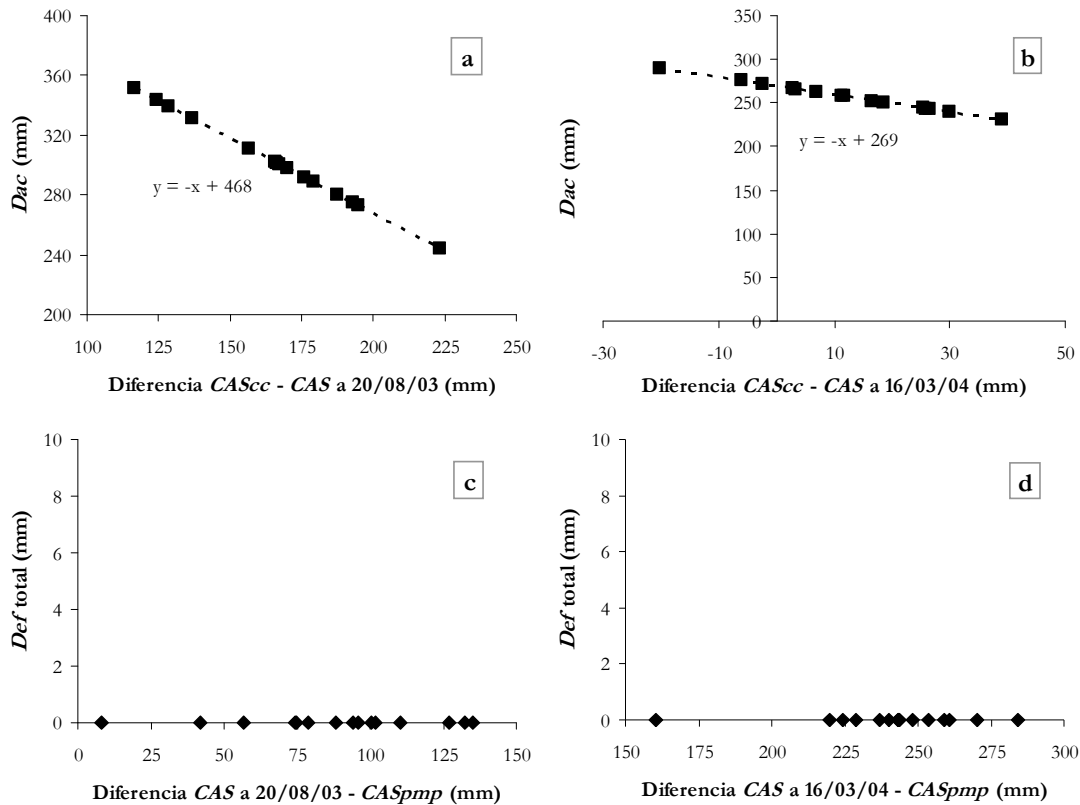


Figura VI 15. Drenaje acumulado (D_{ac}) del suelo, en milímetros, calculado durante los períodos (a) invierno 2003-04 (del 21 de agosto de 2003 al 15 de marzo de 2004) y (b) del verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre) y déficit (Def) total de agua del suelo, en milímetros, calculado durante los períodos (c) invierno 2003-04 y (d) verano 2004. Ambos índices se representan en función de las diferencias de los CAS_{cc} y de los CAS_{pmp} con respecto a los CAS al inicio de cada período.

6.4.4. BALANCE DE NITRÓGENO EN EL SUELO

El balance de nitrógeno en los tratamientos experimentales se realiza en los mismos períodos que los balances de agua en el suelo (ver apartado 6.4.3.2).

6.4.4.1. Cálculo del nitrógeno mineralizado (N_{min})

La velocidad de mineralización media calculada (V_m) con el código LIXIM para los períodos de verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto) y de verano 2004 (del 21 de abril al 3 de noviembre) fue de 0,78 kg N/ha· D_n y de 0,81 kg N/ha· D_n , respectivamente. Los días normalizados (ΔD_n) acumulados en cada tratamiento experimental durante los períodos descritos fueron variables en función de la temperatura del suelo y, sobretodo, del contenido de agua en el suelo. La Tabla VI 13 muestra la cantidad de nitrógeno mineralizado (N_{min}) -calculado a partir de la ecuación [IV.37]- en cada parcela elemental durante el verano 2003 y el verano 2004.

Tabla VI 13. Nitrógeno mineralizado (N_{min}), en kg N/ha, en cada uno de los tratamientos experimentales durante los períodos de verano 2003 (24 de marzo al 20 de agosto de 2003) y verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre de 2004). Se muestran valores medios y coeficientes de variación, en porcentaje, de cada tratamiento experimental y período evaluado. Letras distintas en las medias indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo período, con un nivel de significación del 5%, por el Test de Duncan.

Tratamiento	N_{min} (kg N/ha)		
	Verano 2003	Verano 2004	
N1T1	<i>INI</i>	140,5	156,8
	<i>MED</i>	124,9	163,3
	<i>FIN</i>	124,5	171,5
Media (CV)	130,0 (7)	163,9 (4) b	
N1T2	<i>INI</i>	135,3	162,9
	<i>MED</i>	139,0	171,0
	<i>FIN</i>	133,4	159,8
Media (CV)	135,9 (2)	164,6 (4) b	
N0	<i>INI</i>	146,8	206,9
	<i>MED</i>	137,9	198,8
	<i>FIN</i>	136,3	192,8
Media (CV)	140,3 (4)	199,5 (4) a	
N2T1	<i>INI</i>	132,7	176,1
	<i>MED</i>	146,5	159,3
	<i>FIN</i>	141,5	174,4
Media (CV)	140,2 (5)	169,9 (5) b	
N2T2	<i>INI</i>	128,3	154,7
	<i>MED</i>	134,6	162,2
	<i>FIN</i>	135,1	163,3
Media (CV)	132,7 (3)	160,1 (3) b	

La Tabla VI 13 muestra como el nitrógeno mineralizado (N_{min}) durante el verano 2003 fue homogéneo en todos los tratamientos experimentales. Durante ese año no se observaron diferencias significativas entre tratamientos. Se mineralizó, de media, un total de 136 kg N/ha (0,79 kg N/ha·día) en toda la parcela experimental.

Sí se observaron diferencias significativas en los resultados de N_{min} calculados durante el período de verano 2004. Durante este período el tratamiento N0 tuvo una media de prácticamente 200 kg N/ha (1,15 kg N/ha·día), mientras que el resto de tratamientos tuvieron medias de N_{min} de 165 kg N/ha (0,95 kg N/ha·día) que resultaron ser estadísticamente diferentes (Test de Duncan, $P < 0,05$) respecto al tratamiento N0.

La razón por la que las repeticiones experimentales del tratamiento N0 tuvieron un comportamiento (estadísticamente) distinto respecto del resto de tratamientos se atribuye a las fórmulas de cálculo del código LIXIM utilizado para la estimación del N_{min} (ver apartado

6.3.1.3). LIXIM utiliza los días normalizados (D_n) para el cálculo del N_{min} . Los D_n se calculan en función de la temperatura y el contenido gravimétrico de agua en el suelo (ver relaciones en la [Figura VI 1](#)). Si se comparan los contenidos de agua en el suelo (CAS) relativos (respecto su valor máximo) de los tratamientos N0 y el resto de tratamientos (ver [Figura VI 16](#)) se observa como el CAS relativo medio del suelo de los tratamientos N0 es sensiblemente superior a partir de mediados de junio del 2004, cuando se iniciaron los riegos en la parcela experimental. Esta diferencia entre tratamientos se atribuye a lo comentado en el [apartado 5.4.2](#) respecto los valores de tiempo de corte expresados en la [Tabla V 7](#). Las dosis de agua infiltradas en los tratamientos N0 (módulo de riego 3) durante la campaña 2004 fueron sensiblemente superiores a las del resto de tratamientos (ver [Tabla V 9](#)). Esto supuso unos CAS relativamente altos y un cálculo de D_n superior que se traduce en una estimación de N_{min} también superior. En síntesis, las diferencias significativas observadas en el N_{min} de los tratamientos N0 tienen su origen en las diferencias observadas en los t_w del módulo 3 durante la campaña experimental 2004.

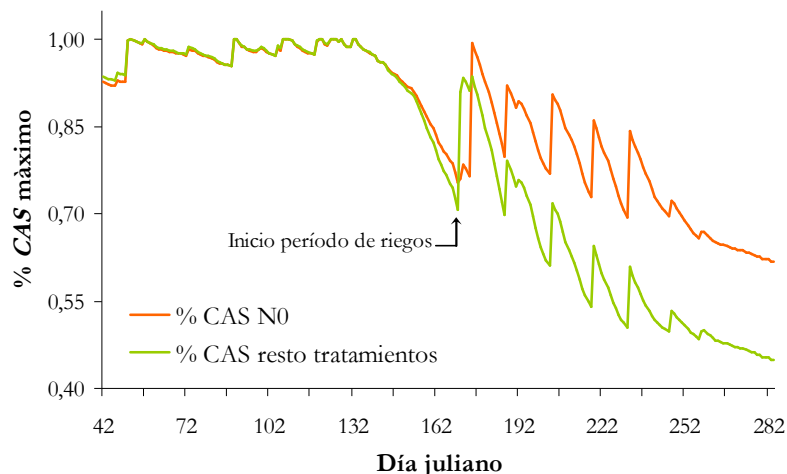


Figura VI 16. Evolución del contenido de agua en el suelo (CAS), en porcentaje respecto su valor máximo, de los tratamientos N0 y el resto de tratamientos durante la campaña experimental 2004.

Finalmente, por otro lado, durante el período de invierno 2003-04, a falta de datos registrados en el tratamiento C_{BM} de la parcela experimental para la ejecución del código LIXIM, se adoptó la tasa de mineralización del nitrógeno del suelo de [Domingo-Olivé et al. \(2005\)](#) quienes, en condiciones muy parecidas a la experimentación realizada en el presente trabajo, estimaron mediante el código LIXIM una velocidad media de mineralización del nitrógeno (V_m) del suelo durante el invierno 2003-04 (medida entre el 1 de septiembre de 2003 y el 16 de marzo de 2004) de $1,035 \text{ kg N/ha} \cdot D_n$. Esta V_m se traduce en una velocidad de mineralización referenciada a días civiles de $0,96 \text{ kg N/ha} \cdot \text{día}$ para el conjunto de las regiones de la parcela experimental, un valor muy parecido a los $0,94 \text{ kg N/ha} \cdot \text{día}$ estimados en condiciones de no fertilización del “experimento 1” de [Domingo-Olivé et al. \(2007\)](#) durante el invierno 2003-04.

6.4.4.2. Determinación de las extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC)

Las cantidades de nitrógeno extraídas por el cultivo de maíz en cada uno de los tratamientos experimentales se relacionan en la [Tabla VI 14](#).

Tabla VI 14. Extracciones de nitrógeno del cultivo de maíz (*ENC*), en kg N/ha, de cada uno de los tratamientos experimentales durante las campañas de cultivo 2003 y 2004. Se muestran valores medios y coeficientes de variación, en porcentaje, de cada tratamiento experimental y período evaluado. Letras distintas en las medias indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo período, con un nivel de significación del 5%, por el Test de Duncan.

Tratamiento	<i>ENC</i> (kg N/ha)		
	Año 2003	Año 2004	
N1T1	<i>INI</i>	226,1	239,9
	<i>MED</i>	324,5	383,4
	<i>FIN</i>	259,3	326,6
Media (CV)	269,9 (19)	316,7 (23) b	
N1T2	<i>INI</i>	209,0	417,4
	<i>MED</i>	305,0	384,3
	<i>FIN</i>	323,7	356,5
Media (CV)	279,2 (22)	386,1 (8) ab	
N0	<i>INI</i>	283,8	184,1
	<i>MED</i>	332,8	194,7
	<i>FIN</i>	291,2	151,4
Media (CV)	302,6 (9)	176,7 (13) c	
N2T1	<i>INI</i>	298,6	340,1
	<i>MED</i>	324,1	441,2
	<i>FIN</i>	311,9	419,7
Media (CV)	311,6 (4)	400,3 (13) a	
N2T2	<i>INI</i>	312,9	417,7
	<i>MED</i>	335,7	433,7
	<i>FIN</i>	396,7	388,3
Media (CV)	348,4 (12)	413,3 (6) a	

Las *ENC* durante la campaña experimental 2003 no presentan diferencias estadísticamente significativas (Test de Duncan, $P < 0,05$) entre las medias de los tratamientos experimentales. La cantidad media de nitrógeno asimilada en la parte aérea de las plantas en el conjunto del ensayo experimental fue de 302 kg N/ha. Se observa, asimismo, como los tratamientos N1, con aplicaciones totales de nitrógeno de 210 kg N/ha, tuvieron unas *ENC* inferiores a los tratamientos N2, con aplicaciones de 500 kg N/ha.

El comportamiento de las *ENC* durante la campaña experimental 2004 sí presentan diferencias significativas entre las medias de los tratamientos. En concreto se observa como el tratamiento N0 fue el que extrajo cantidades menores de N del suelo (177 kg N/ha). El resto de tratamientos extrajeron cantidades superiores de N del suelo apreciándose una correlación significativa entre las aplicaciones de fertilizante nitrogenado y las *ENC*. Igualmente como se intuye de los resultados de la campaña 2003, los tratamientos N2

tuvieron unas *ENC* superiores a los tratamientos N1. Se observa, también, una tendencia - aunque no estadísticamente significativa- entre el tipo de fertilizante nitrogenado utilizado. En general, para una misma dosis de fertilizante (N1 o N2) se observa como los tratamientos con aporte de fertilizante de liberación gradual (T2) presentaron unas *ENC* superiores respecto a los tratamientos con fertilizante convencional (T1) dentro de un mismo año experimental.

El análisis global de los resultados de la [Tabla VI 14](#) muestran tres aspectos relevantes. El primero de ellos es el comportamiento general de las *ENC* entre las dos campañas experimentales. Durante el año 2004 las *ENC* fueron, en general, superiores a las del año anterior. Este aumento se atribuye al incremento de la densidad de plantas de los tratamientos del año 2004 respecto a los del año anterior (ver [apartado 6.4.2.1](#)).

El segundo de los aspectos es el comportamiento del tratamiento N0. Se observa una disminución muy significativa de las *ENC* del tratamiento N0 en la campaña 2004 respecto a la anterior. Este hecho se atribuye al agotamiento de las reservas de nitrógeno del suelo debido al cultivo consecutivo de maíz en un suelo sin aporte suplementario de N en el que, después del primer año de experimentación, ya se observa un efecto visible (ver gráfico (a) de la [Figura VI 9](#)) sobre el rendimiento general del cultivo.

Finalmente, el tercer aspecto a destacar es el comportamiento diferencial de la repetición experimental N1T1 *INI*. En ambas campañas experimentales las *ENC* en N1T1 *INI* fueron inferiores a las del resto de repeticiones del tratamiento N1T1. Este comportamiento se atribuye a las características texturales del suelo de esta región, ya comentadas en el [apartado 6.4.1.2](#).

6.4.4.3. Estimación del nitrógeno volatilizado (N_{vol})

La estimación del nitrógeno volatilizado se realiza a partir de los valores obtenidos por [Sainz-Rozas et al. \(2004\)](#). Los valores estimados de N_{vol} para los períodos de verano 2003 y 2004 se relacionan en la [Tabla VI 15](#).

Tabla VI 15. Estimación del nitrógeno volatilizado (N_{vol}), en kg N/ha, en cada tratamiento experimental durante el período de cultivo de las campañas 2003 y 2004.

Tratamiento	Momento de aplicación	Tipo de fertilizante	kg N-NH ₄ ⁺ /ha	% volatilización ⁽¹⁾	N_{vol} (kg N/ha)
N1T1	Fondo	70 kg N/ha de sulfato amónico (21%)	70,0	3,4	2,4
	Cobertera	140 kg N/ha de nitrato amónico (33,5%)	70,0	8,1	5,7
N1T2	Fondo	210 kg N/ha de ENTEC 26®	149,4	8,3	12,4
N0	-	-	0	-	0,8
N2T1	Fondo	70 kg N/ha de sulfato amónico (21%)	70,0	3,4	2,4
	Cobertera	430 kg N/ha de nitrato amónico (33,5%)	215,0	13,5	29,0
N2T2	Fondo	500 kg N/ha de ENTEC 26®	355,8	13,5	48,0

⁽¹⁾ Estimado a partir del trabajo de Sainz-Rozas *et al.* (2004).

Tal como se desarrolla en la sección “Volatilización” del apartado 3.2.4.3, las aplicaciones de fertilizantes nitrogenados (con fracción de nitrógeno amoniacal) en un suelo con pH superior a 7, como es el caso de la parcela experimental (ver Tabla IV 2), son susceptibles de sufrir pérdidas del nitrógeno aplicado en superficie por volatilización. Además, estas pérdidas son mayores cuanto mayor es el tiempo en que el fertilizante está en la superficie del suelo sin enterrar. Debido a este hecho, las estimaciones basadas en referencias bibliográficas de la Tabla VI 15 tendrían que ser un tanto mayores en el año 2003 que en el siguiente, puesto que el enterrado del fertilizante aplicado en fondo el año 2003 se realizó pasados 9 días y en cobertera pasados 4 días, mientras que en el año 2004 estos períodos fueron, respectivamente, de 1 día y de 3 días (ver Tabla IV 5).

A pesar de la situación expresada anteriormente, no se ha considerado que estas prácticas tengan efectos en las cantidades de N_{vol} . Los motivos para tomar esta decisión fueron, básicamente, la dificultad de estimar la cantidad de N_{vol} debido a este efecto y la poca influencia que esta consideración podría llegar a tener en la estimación del N_{lic} por balance que, como en todos los cálculos basados en experimentación en campo, está sujeto a muchas otras fuentes de incertidumbre.

6.4.4.4. Estimación del nitrógeno desnitrificado (N_{desnit})

La Tabla VI 16 muestra las cantidades de N_{desnit} estimadas para cada uno de los tratamientos experimentales durante los períodos de cultivo (verano) de las dos campañas ensayadas. Dichas estimaciones adoptan los resultados publicados por Sainz-Rozas *et al.* (2004) y Linzmeier *et al.* (2001).

Tabla VI 16. Estimación del nitrógeno desnitrificado (N_{desnit}), en kg N/ha, en cada tratamiento experimental durante el período de cultivo de las campañas 2003 y 2004.

Tratamiento	Momento de aplicación	Tipo de fertilizante	% desnitrificación ⁽¹⁾	N_{desnit} (kg N/ha)
N1T1	Fondo	70 kg N/ha de sulfato amónico (21%)	13,8	9,7
	Cobertera	140 kg N/ha de nitrato amónico (33,5%)	4,7	6,6
N1T2	Fondo	210 kg N/ha de ENTEC 26 [®]	7,1	12,0 ⁽²⁾
N0	-	-	-	5,5
N2T1	Fondo	70 kg N/ha de sulfato amónico (21%)	13,8	9,7
	Cobertera	430 kg N/ha de nitrato amónico (33,5%)	1,8	7,7
N2T2	Fondo	500 kg N/ha de ENTEC 26 [®]	4,3	17,2 ⁽²⁾

⁽¹⁾ Estimado a partir del trabajo de Sainz-Rozas *et al.* (2004).

⁽²⁾ Aplicación de la reducción del 20% del N_{desnit} en fertilizantes con inhibidores de la nitrificación según Linzmeier *et al.* (2001).

Las pérdidas de nitrógeno por desnitrificación también se han estimado para el período de invierno 2003-04. Para ello se han tomado en consideración, por un lado, el trabajo de Hofman y van Cleemput (2001) quienes estimaron que las pérdidas anuales por desnitrificación en un suelo agrícola pueden llegar a ser del orden de 20 a 30 kg N/ha. Por otro lado, otros autores como Mahmood *et al.* (1998) o Teira-Esmatges *et al.* (1998), en suelos de textura media con cultivo de maíz irrigado las pérdidas por desnitrificación durante el ciclo del cultivo no superan los 12 kg N/ha, siendo los valores más comunes entre 3 y 9 kg N/ha para aplicaciones próximas a los 220 kg N/ha de fertilizante según Sainz-Rozas *et al.* (2001), van Groenigen *et al.* (2004) o Liu *et al.* (2005).

De los resultados de las referencias bibliográficas anteriores se adopta, para el período de invierno 2003-04, la cantidad de 20 kg N/ha perdidos por desnitrificación en el conjunto de la parcela experimental.

6.4.4.5. Pérdidas de nitrógeno por lixiviación (N_{lix})

La Tabla VI 17 muestra el N_{lix} calculado a partir del balance de nitrógeno del suelo en cada uno de los tratamientos de la parcela experimental para los períodos de verano 2003, invierno 2003-04 y verano 2004.

Tabla VI 17. Nitrógeno lixiviado calculado (N_{lix}), en kg N/ha, durante los períodos de verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003), invierno 2003-04 (del 21 de agosto de 2003 al 15 de marzo de 2004) y verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre de 2004). Se muestran valores medios y coeficientes de variación, en porcentaje, de cada tratamiento experimental y período evaluado. Letras distintas en las medias indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo período, con un nivel de significación del 5%, por el Test de Duncan.

Tratamiento	N_{lix} (kg N/ha)			
	Verano 2003	Invierno 2003-04	Verano 2004	
N1T1	INI	-30,4	189,8	198,7
	MED	-82,1	195,2	74,5
	FIN	-45,5	173,1	145,5
Media (CV)	-52,7 (-50)	186,0 (6) a	139,6 (45)	
N1T2	INI	25,4	88,5	118,2
	MED	-58,5	150,6	180,2
	FIN	-109,4	148,5	115,5
Media (CV)	-47,5 (-143)	129,2 (27) a	138,0 (27)	
N0	INI	-63,6	132,1	203,7
	MED	-186,1	226,3	169,9
	FIN	68,6	68,2	163,5
Media (CV)	-60,4 (-211)	142,2 (56) a	179 (12)	
N2T1	INI	16,5	281,6	328,4
	MED	-76,6	341,8	233,4
	FIN	154,4	236,8	267,1
Media (CV)	31,4 (370)	286,8 (18) b	276,3 (17)	
N2T2	INI	-26,4	445,8	228,4
	MED	-81,4	449,6	107,3
	FIN	-201,6	439,2	439,1
Media (CV)	-103,1 (-87)	444,9 (1) c	258,3 (65)	

Un primer análisis a grandes rasgos de los resultados de los balances de nitrógeno del suelo para el cálculo del N_{lix} en los períodos evaluados (Tabla VI 17) muestra una diferencia evidente entre los resultados del verano 2003 y los resultados de los períodos restantes. El N_{lix} calculado durante el período de verano 2003 no muestra la tendencia que cabría esperar entre tratamientos con dosis de nitrógeno tan variables como 0 y 500 kg N/ha. Además, algunos valores de N_{lix} son negativos por lo que se interpreta, fruto del balance realizado, que la regiones en cuestión han tenido un aumento del *CNS*. El resultado indica, por tanto, o bien que los distintos componentes del balance no fueron bien calculados o estimados, o la existencia de una fuente de N en el suelo no contemplada en el balance. Este último caso es poco probable ya que en el balance realizado (ver apartado 4.3.3.5) se han tomado en consideración los principales procesos y transformaciones de N en un campo de cultivo. Así pues, dado que los componentes del balance se consideran suficientes, se atribuye la divergencia de los resultados a la interacción, por un lado, de la propia variabilidad inherente asociada a los muestreos y análisis del suelo y, por el otro, al hecho que el

período en cuestión (verano 2003) se caracterizó por ser poco lluvioso (ver Figura VI 10) y, por lo tanto, poco propenso a registrar pérdidas de nitrógeno por lixiviación. Así, el valor promedio de N_{lix} en todas las regiones durante el período analizado fue de -46,5 kg N/ha, valor relativamente bajo e indicativo que en la parcela experimental podría no haberse lixiviado nitrógeno en la época de cultivo. Esta hipótesis se ve reforzada por el hecho que, según los datos estimados de la Tabla VI 12, la cantidad media de agua drenada (D) en el conjunto de las regiones experimentales analizadas durante el verano 2003 fue 15,7 mm siendo, por tanto, prácticamente despreciable.

Tendencias más claras con respecto al N_{lix} se observan en los dos períodos siguientes: invierno 2003-04 y verano 2004. En ambos períodos las lluvias fueron relativamente cuantiosas para provocar percolación de agua por debajo de los 1,2 metros de profundidad del suelo. El balance hídrico de la Tabla VI 12 durante el período de invierno muestra como el drenaje de agua medio durante el invierno 2003-04 fue 302,1 mm. Durante el verano 2004, a pesar de que el cultivo absorbiese agua del suelo, se calculó un drenaje de 256,6 mm (ver Tabla VI 12), especialmente causado por el intenso período de lluvia registrado durante el 15 de abril y el 15 de mayo.

El drenaje ocurrido en las parcelas elementales llevó asociado, consecuentemente, la pérdida de nitrógeno por lixiviación. Durante el invierno 2003-04 se obtuvieron diferencias significativas ($P < 0,05$ por el Test de Duncan) entre las medias de los distintos tratamientos experimentales. El tratamiento N2T2 fue el que registró más lixiviación con una media de 444,9 kg N/ha (ver Tabla VI 17). Le siguió el tratamiento N2T1 con 286,8 kg N/ha lixiviado y, a éste, el resto de tratamientos (N1T1, N1T2 y N0).

Estas diferencias entre tratamientos se asocian al hecho que al finalizar la época de cultivo 2003, el CNS en todo el perfil del suelo fue sensiblemente superior en los tratamientos en los que se registró más lixiviación. La Figura VI 17 muestra la relación existente ($R^2 = 0,95$) entre el CNS presente al final de la campaña de cultivo 2003 (fecha 20 de agosto) y el N_{lix} durante el período de invierno 2003-04.

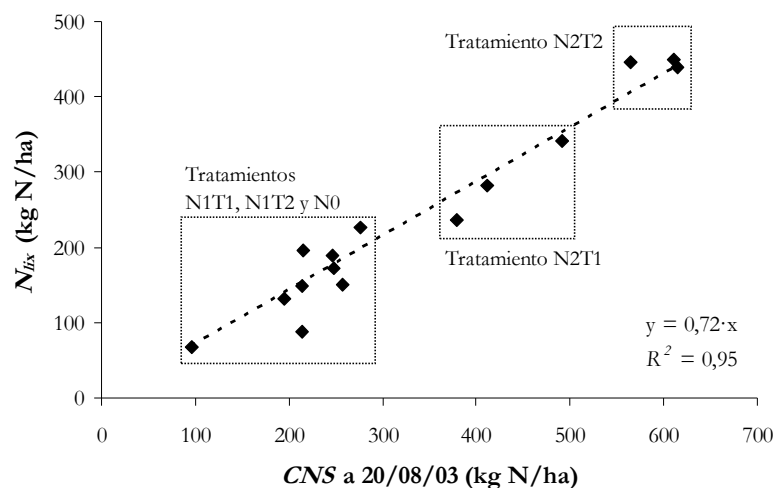


Figura VI 17. Relación entre el contenido de nitrógeno en el suelo (CNS), en kg N/ha, a inicio del período de invierno 2003-04 (el 20 de agosto de 2003) y el nitrógeno lixiviado (N_{lix}), en kg N/ha, durante todo este período (del 21 de agosto de 2003 al 15 de marzo de 2004).

Por último, el análisis del período de la campaña de cultivo 2004 muestra como las intensas lluvias registradas durante la primavera del año 2004 -entre el 15 de abril y el 15 de mayo se

acumularon 285 mm- fueron las causantes del drenaje y, por consiguiente, se le asocian las pérdidas de nitrógeno por debajo de los 1,2 m de profundidad del suelo (Liu *et al.*, 2011). Las medias de N_{lix} de los tratamientos experimentales no presentan diferencias significativas (Test de Duncan, $P < 0,05$) (ver [Tabla VI 17](#)). Sin embargo, se observa una tendencia similar a las cantidades de N_{lix} calculadas durante el invierno anterior: mayores cantidades de N_{lix} en los tratamientos N2 (de 500 kg N/ha) que en los tratamientos N1 (210 kg N/ha) y N0 (0 kg N/ha).

Aunque resultados de las experiencias realizadas en verano 2004 no tengan significación estadística, las tendencias observadas permiten efectuar un análisis que pueda establecer una hipótesis sobre el efecto del tipo y dosis de fertilizante y el itinerario del cultivo y las condiciones climáticas.

El drenaje de agua hacia capas profundas del suelo se asocia principalmente al intervalo de mediados de marzo a mediados de mayo del año 2004, siendo más intenso durante los últimos 30 días del período indicado (ver [apartado 6.4.3.2](#)). Durante ese período se aplicó el fertilizante de fondo el 18/03, se sembró el 19/03 y emergió el cultivo el 10/04 (ver [Tabla IV 5](#)). Las lluvias por tanto sucedieron en un momento en que el fertilizante de fondo ya estaba aplicado y el cultivo recién implantado (en fases iniciales de crecimiento). Fueron, por tanto, condiciones climáticas que favorecieron el transporte de las moléculas de nitrato -el nitrógeno de la salida de invierno más el nitrógeno (fertilizante) aplicado en fondo- hacia capas profundas del suelo.

Respecto al fertilizante aplicado antes de la implantación del cultivo procede recordar (datos de la [Tabla IV 3](#)) que en las regiones de los tratamientos T1 se aplicaron 70 kg N/ha, mientras que en las regiones de los tratamientos T2 (fertilizantes de liberación gradual) se aplicó la totalidad de las dosis de fertilizante en fondo: 210 kg N/ha en N1T2 y 500 kg N/ha en N2T2.

Es uso de fertilizantes de liberación gradual se justifica por su capacidad para inhibir parcialmente la velocidad de nitrificación del nitrógeno amoniacal del suelo. La permanencia de formas de $N-NH_4^+$ en las zonas de intercambio catiónico del suelo hacen que estas moléculas de nitrógeno no sean tan fácilmente diluidas con la fase líquida del suelo y sean infiltradas hacia capas profundas como lo son las formas nítricas ($N-NO_3^-$). La liberación “gradual” o “lenta” de moléculas de $N-NO_3^-$ permite que este tipo de fertilizantes tengan una de sus virtudes en que la aplicación en campo se realice en un único momento, normalmente antes de la siembra del cultivo (aplicación en fondo).

Según [Serna *et al.* \(2000\)](#) y [Díez-López *et al.* \(2008\)](#) el inhibidor de la nitrificación DMPP mantiene la concentración elevada de NH_4^+ en el suelo hasta aproximadamente 60 días de la aplicación en campo del fertilizante. Durante este período -cuando se produce la lixiviación en la parcela experimental- los aproximadamente 150 kg $N-NH_4^+$ del tratamiento N1T2 y los 356 kg $N-NH_4^+$ del tratamiento N2T2 (ver [Tabla VI 17](#)) se podría considerar que permanecen en el perfil estudiado del suelo. En cambio, las cantidades de $N-NO_3^-$ presentes en el suelo durante el período de drenaje en toda la parcela experimental se podrían considerar potencialmente drenables hacia capas profundas.

Pasado el período de drenaje del verano 2004, se realizó la aplicación en cobertera de la fracción de nitrógeno restante de los tratamientos T1: 140 kg N/ha en el tratamiento N1T1 y 430 kg N/ha en el tratamiento N1T2. En los tratamientos N1 se restituyó, por tanto, el perfil del suelo con N con la aplicación en cobertera que, curiosamente, fueron similares a las cantidades que hipotéticamente permanecieron en el suelo en los tratamientos T2 descritos en el párrafo anterior.

En síntesis, las hipótesis planteadas anteriormente argumentan la falta de significación estadística entre los resultados de N_{lix} observados en verano 2004 al enmascaramiento que produce a los resultados finales la combinación del manejo de las dosis y tipos de fertilizante junto con las condiciones climáticas registradas en este período. En esencia, cuando se produce drenaje, en los tratamientos con fertilizante de liberación gradual permanece N en el suelo mientras que en el resto de tratamientos el N presente en el suelo se considera lixiviado. Posteriormente al período de drenaje, se restituye el N del suelo en los tratamientos con fertilización convencional mediante las aplicaciones en cobertera. Con esta práctica se restituye el *CNS* en el suelo de los tratamientos con fertilización convencional (T1) y los equipara de nuevo a los tratamientos con fertilización de liberación gradual (T2).

Del análisis de las hipótesis anteriores se concluye que, fruto de la interacción de los itinerarios del cultivo (dosis y tipos de fertilizante) junto con las condiciones climáticas registradas durante el período de experimentación, no se puede probar que el uso de ENTEC[®] (tratamientos T2), a pesar de los efectos que sobre cultivos de maíz de describen en bibliografía (Díez-López *et al.*, 2008; Díez *et al.*, 2010), tenga influencia sobre el rendimiento del cultivo ni el nitrógeno total lixiviado (N_{lix}) respecto al uso de fertilizante convencional (tratamientos T1). Para obtener resultados más claros y concluyentes sobre ello, tal como también concluyen Cela *et al.* (2008) en su experiencia, sería preciso configurar y llevar a la práctica ensayos con estos objetivos específicos.

Otro aspecto a destacar de los resultados relacionados en la [Tabla VI 17](#) es la cantidad de N_{lix} en las regiones del tratamiento N0. Durante el invierno 2003-04 y el verano 2004 se calcularon unas pérdidas de nitrógeno en las parcelas elementales próximas a los valores de nitrógeno mineralizado. A grandes rasgos, pues, se deduce que en las condiciones experimentadas durante el invierno, cuando no hay cultivo en el campo, los *CNS* se mantienen durante todo el período puesto que el N_{lix} (142,7 kg N/ha) es aproximadamente igual al N_{min} (191 kg N/ha). En cambio, durante la época de cultivo, las *ENC* agotan las reservas de N del suelo. Esta es la razón por la cual la fertilización en monocultivo intensivo de maíz en un factor tan determinante para el rendimiento óptimo de la plantación.

Finalmente, del análisis individual de las repeticiones de los tratamientos experimentales, se observa que no existe una relación directa entre la dosis de agua infiltrada por el riego (Z_{inf}) (ver [Tabla V 19](#)) y las cantidades de nitrógeno perdidas por lixiviación. Este hecho se constata básicamente en dos aspectos. El primero es que las Z_{inf} observadas a lo largo del surco (*INI*, *MED* y *FIN*) de riego fueron muy semejantes entre sí y, por lo tanto, no pudieron influir sensiblemente en la variabilidad observada en el N_{lix} dentro de cada tratamiento experimental. El segundo aspecto fue que las dosis de riego aplicadas nunca excedieron la capacidad de almacenamiento de agua del suelo antes del riego por lo que durante la época de riegos no se produjo drenaje de agua por debajo del límite inferior de suelo establecido.

6.4.5. RELACIÓN ENTRE EL NITRÓGENO DEL SUELO Y EL RENDIMIENTO DEL MAÍZ

De los balances hídricos y de nitrógeno de los tratamientos realizados se deduce que para el control del N_{lix} es muy importante ⁽¹⁾ controlar el drenaje de agua hacia capas profundas (Liu *et al.*, 2011) con altas uniformidades y eficiencias de riego (Kurunc *et al.*, 2011) y ⁽²⁾ ajustar el *CNS* en función de las necesidades del cultivo. Para optimizar las dosis de

fertilizante se utilizan diversidad de técnicas a nivel práctico en la agricultura de cultivos extensivos actual (ver apartado 3.3.3.2).

El análisis de los tratamientos realizados en la parcela experimental durante el verano 2004 pone de manifiesto la relación existente entre el *CNS* y el rendimiento final del cultivo. La Figura VI 18 muestra el efecto que tiene el *CNS* justo antes del momento de máximas necesidades de nitrógeno por parte del cultivo sobre la producción en grano final de éste.

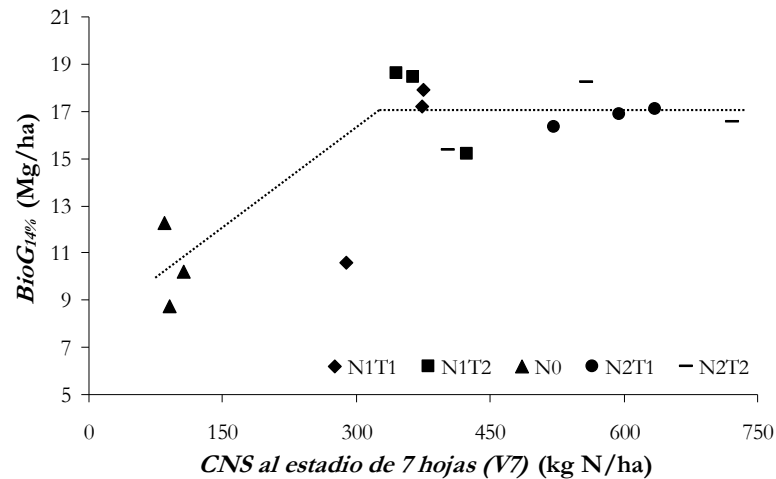


Figura VI 18. Relación entre el contenido de nitrógeno presente en el suelo (*CNS*), en kg N/ha, en el estadio de 7 hojas (V7) del cultivo de maíz y la producción de grano al 14% de humedad (*BioGr_{14%}*), en Mg/ha, al final del ciclo de cultivo de la campaña 2004.

Aunque la figura anterior no permita sacar conclusiones definitivas por ausencia de más datos experimentales (sobre todo en la región de 150 a 300 kg N/ha del eje de abscisas), sí que permite observar claramente la poca influencia que tienen altos *CNS* presentes en el suelo sobre el rendimiento final. Según los datos presentados, el cultivo se muestra insensible en cuanto a producción cuando el *CNS* es superior a 350 kg N/ha en los primeros 1,2 m de profundidad de suelo en el estadio de 7 hojas (V7). Se demuestra, por tanto, la importancia del ajuste de la dosis de fertilizante a la demanda real del cultivo y como el exceso de nitrógeno en el perfil explorado del suelo no influye en el rendimiento final del cultivo a la vez que aumenta el potencial de N_{lx} hacia capas profundas.

Además del control del agua (riego) y del nitrógeno (fertilización) durante el período de cultivo también es importante extender las buenas prácticas agrícolas a los períodos entre cultivo. Con el propósito de poder aprovechar el nitrógeno presente en el suelo después del cultivo del maíz en verano y evitar los riesgos de lixiviación de este durante el período de otoño-invierno, hace años que tomaron fuerza el estudio y la puesta en práctica de los cultivos captadores de nitrógeno (Martínez y Guiraud, 1990; Thorup-Kristensen, 1994; Lewan, 1994; Vos y van der Putten, 1997; Aronsson y Torstensson, 1998; Thorup-Kristensen y Nielsen, 1998; Vos y van der Putten, 2001; Justes *et al.*, 2009 o Constantin *et al.*, 2010). Los cultivos captadores de nitrógeno se siembran entre las campañas del cultivo de maíz y, por su elevado potencial de crecimiento vegetativo, suelen ser exigentes en nitrógeno. Con la plantación de dichos cultivos se consigue mantener el suelo de las parcelas cubiertas de material vegetal (se evita la erosión) que aprovecha el nitrógeno y el agua presentes en el suelo (se reduce el potencial de lixiviación de la parcela). Al fin de su ciclo, el cultivo se aprovecha económicamente o se entierra de nuevo en la parcela, hecho que restituye el suelo con materia orgánica vegetal.

6.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. SIMULACIÓN DEL CULTIVO DE MAÍZ

El presente apartado presenta, en esencia, los procesos de calibración y validación del código STICS (Brisson *et al.*, 1998) para el caso del cultivo de maíz en la zona del Empordà, noreste de Catalunya, conducido bajo las prácticas de riego y fertilización habituales en la zona.

6.5.1. CALIBRACIÓN DE STICS PARA EL CULTIVO DE MAÍZ

El trabajo realizado durante dos campañas de cultivo en la parcela experimental ha permitido disponer de amplia información referente a la respuesta de cultivo a los distintos escenarios experimentales. La información que se dispone de cada una de las parcelas elementales es diferente, ya sea por las prácticas agronómicas llevadas a cabo o por la variación de variables como el tipo de suelo o la propia respuesta del cultivo.

6.5.1.1. Elección del escenario experimental de calibración

Para la calibración del código STICS se ha elegido la repetición *MED* del tratamiento experimental N2T2 durante la campaña de cultivo 2004, tal como propusieron Poch *et al.* (2005b). La elección del tratamiento N2T2 *MED* para la calibración de STICS se basa en las siguientes consideraciones:

- una clase textural media (subgrupo 2, ver [Tabla VI 4](#) y [Figura VI 3](#));
- un tratamiento no sometido a estrés de nitrógeno (aporte de 500 kg N/ha en una sola aplicación de cobertera);
- un tratamiento con un riego que evitara los posibles efectos del riego en cabecera o al final del surco en caso que se hubieran observado (repetición *MED*) y
- un escenario experimental con una relación más extensa y fiable de datos observados que permitieran ser comparados con la salida de STICS (datos de la campaña 2004 en lugar de la anterior cuando no se tomaron tantas muestras ni réplicas de éstas).

6.5.1.2. Proceso de calibración

El proceso de calibración se ha realizado módulo a módulo (ver [Figura III 25](#)). El proceso de calibración del modelo ha seguido, en cierta manera, la propia evolución del cultivo en el campo. En primer lugar se ha ajustado el módulo responsable de la emergencia del cultivo del suelo. Seguidamente se ha actuado en el módulo de crecimiento vegetativo ajustando el índice de área foliar y la producción de biomasa. A continuación se han parametrizado los componentes del rendimiento como la biomasa del grano (producción del cultivo) y el módulo de crecimiento de las raíces. Finalmente se ha actuado sobre aspectos relativos al nitrógeno como la afinidad del N entre el suelo y la planta y la demanda de N por la planta.

La fecha de inicio de las simulaciones para la calibración de STICS fue el 11 de febrero de 2004 (día juliano 42).

En cada módulo se ha actuado sobre los valores de algunos parámetros del modelo ajustando, por la técnica de prueba-error y el cálculo posterior del valor relativo de la raíz del error cuadrático medio (*RMSE*, ecuación [III.82]), los datos de salida del código. Los parámetros internos del código sobre los que se ha actuado en el proceso de calibración de STICS se detallan en la [Tabla VI 18](#).

Tabla VI 18. Módulos y parámetros (valores previos y adoptados) en los que se ha actuado en el proceso de calibración del código STICS.

Módulo	Parámetro	Valor previo	Valor adoptado
(1) Desarrollo (emergencia)	tgmin	8,0	9,5
(2) Crecimiento vegetativo (índice área foliar)	dlaimax	0,0016	0,0025
(2) Crecimiento vegetativo (producción biomasa)	efcroiveg	3,8	6,1
	efcroirepro	3,8	6,1
(3) Componentes del rendimiento (producción grano)	cgrain	140	74
	cgrainv0	500	60
	viticarbT	0,00135	0,00054
(5) Crecimiento raíces	zpenite	110	90
	zprlim	140	130
(7) Balance de nitrógeno	Vmax2	0,017	0,040
	adil	3,5	3,4
	bdil	0,37	0,37
	adilmax	5,44	6,30
	bdilmax	0,37	0,42

Además de los parámetros anteriores, la ejecución del código STICS ha requerido muchos otros parámetros. Los valores adoptados para estos parámetros (los no relacionados en la tabla anterior) se han tomado de la versión *original* del código STICS (Brisson *et al.*, 1998) junto con algunas variables adoptadas para la ejecución de las simulaciones de STICS durante la campaña 2004 (p.e. los datos climáticos de la [Tabla VIII 12](#)). La relación exhaustiva de los parámetros y variables utilizados en STICS después del proceso de calibración se relacionan en el [apartado 8.8](#).

6.5.1.3. Resultados de la calibración de STICS

Para poder observar el ajuste obtenido entre las variables observadas del sistema suelo-planta-atmósfera y el resultado de las simulaciones de STICS en el proceso de calibración (antes y después de la calibración) se han analizado los resultados desde un punto de vista gráfico ([Figura VI 19](#)) y desde un punto de vista estadístico ([Figura VI 20](#) y [Figura VI 21](#)).

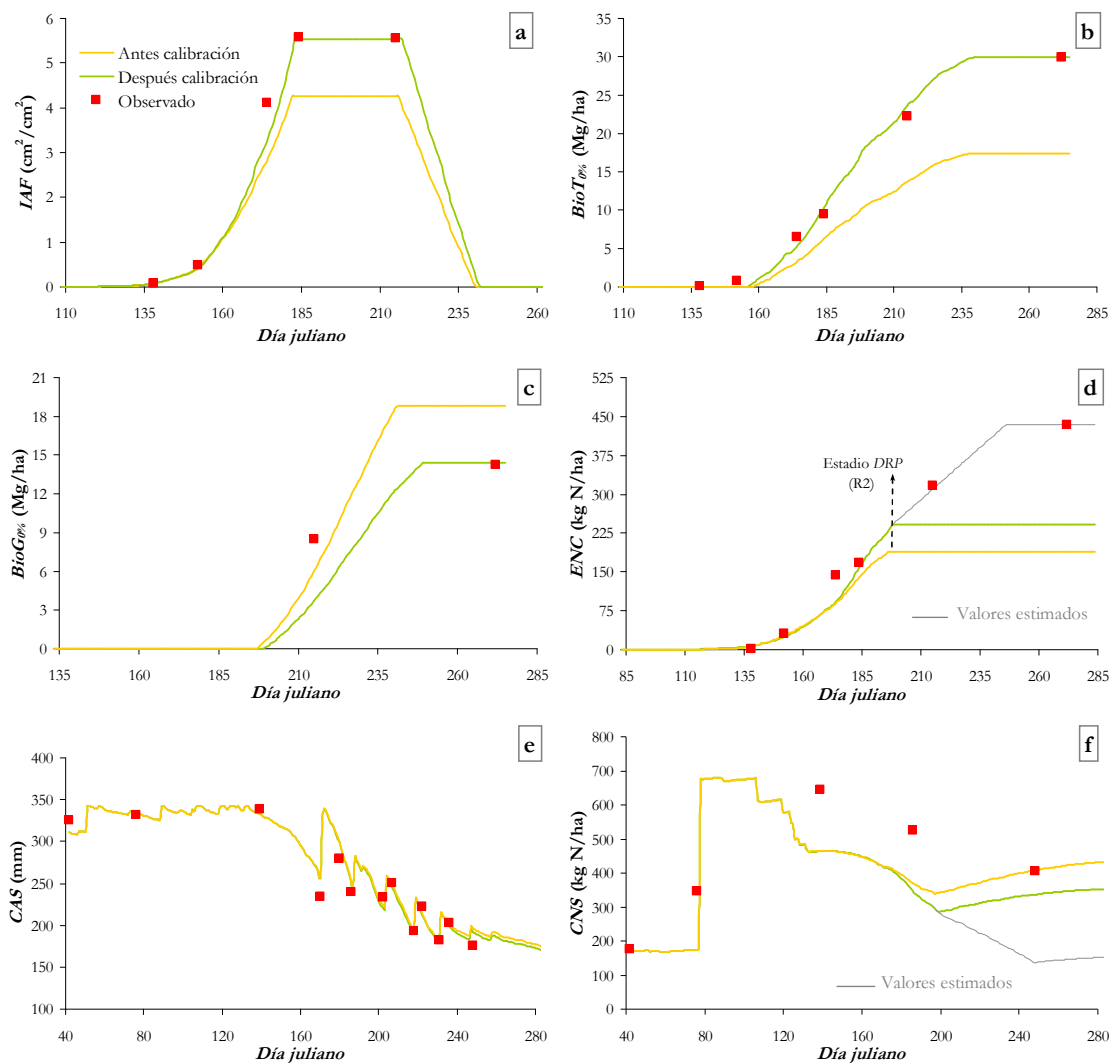


Figura VI 19. Comparación de las simulaciones (líneas) del escenario experimental N2T2 MED de la campaña 2004 con el código STICS en su versión original (antes de la calibración) y después del proceso de calibración con los valores observados (puntos) de las variables (a) índice de área foliar (*IAF*), en cm²/cm²; (b) producción de biomasa total (*BioT_{0%}*), en Mg/ha; (c) producción de biomasa de grano (*BioG_{0%}*), en Mg/ha; (d) extracciones de nitrógeno por el cultivo (*ENC*), en kg N/ha; (e) contenido de agua en el suelo (*CAS*), en mm; y (f) contenido de nitrógeno en el suelo (*CNS*), en kg N/ha. Las líneas gris de trazo fino indican valores estimados si STICS considerara *ENC* hasta el estadio R6.

A nivel gráfico se valora subjetivamente el proceso de calibración de STICS. En general se han mejorado sensiblemente los resultados de las simulaciones del tratamiento N2T2 MED durante la campaña de cultivo 2004. Con los nuevos valores de los parámetros del código (Tabla VI 18), STICS mejora su capacidad para simular la evolución del crecimiento del cultivo y su producción de biomasa total y de grano (gráficos (a), (b) y (c) de la Figura VI 19).

Otro índice en que el código mejora respecto su versión original es en las extracciones de nitrógeno por el cultivo (gráfico (d) de la Figura VI 19). La modelación que de esta variable hace el código STICS difiere de la dinámica propia del cultivo en campo. Concretamente, STICS modela que el cultivo absorbe nitrógeno del suelo desde la nascencia hasta el estadio

DRP o R2 (ver [Tabla VI 2](#)), es decir, hasta la formación del grano. En realidad todo cultivo de maíz absorbe nitrógeno hasta su madurez fisiológica (estadio MAT o R6) a partir del cual el grano deja de aumentar de peso y empieza a secarse. Este comportamiento del modelo evaluado se ha corregido en versiones posteriores de STICS ([Brisson et al., 2003](#)). En el presente trabajo se han estimado las extracciones que el cultivo realizaría en caso que la versión adoptada del código pudiera simular las *ENC* hasta el estadio de madurez fisiológica. Esta estimación se simboliza (línea gris) en la [Figura VI 19](#), gráfico (d).

Finalmente se evalúa el ajuste del código STICS a los contenidos de agua en el suelo observados en el suelo durante el ciclo de cultivo ([Figura VI 19](#), gráfico (e)). STICS estima satisfactoriamente el *CAS* en las fases de drenaje (primeros días) y humectación y secado del suelo durante todo el período de simulación. Esta variable prácticamente no presenta diferencias entre la capacidad predictiva de la versión original y la calibrada.

En cuanto al *CNS* (gráfico (f) de la [Figura VI 19](#)), a nivel gráfico se observa como el proceso de calibración *aleja* los valores simulados de los valores observados. Es, sin embargo, un resultado aparentemente condicionado por el valor *CNS* inicial de la simulación. En el caso que este valor (día juliano 42) hubiera sido del orden de 150-200 kg N/ha mayor al observado, es decir, similar al siguiente valor observado (día juliano 76, antes de la aplicación de 500 kg/ha de fertilizante en el día juliano 78), la tendencia del *CNS* simulado por STICS se hubiera aproximado mucho más a los valores observados de *CNS* en campo. No se puede concluir que el primer valor observado de *CNS* (el que inicia la simulación) sea erróneo puesto que es un valor medido en laboratorio y tiene, en principio, la misma validez e incertidumbre que el resto, pero la propia dinámica del nitrógeno en el suelo llevaría a pensar que éste tendría que ser igual o superior (debido a una posible lixiviación) al segundo valor observado de *CNS* (día juliano 76). Si este fuera el caso, se tendrían razones objetivas para considerar que el código STICS simula adecuadamente las tendencias observadas de *CNS*, sobretodo al final del ciclo cultural cuando se aprecian diferencias entre las versiones original y calibrada debido al aumento de *ENC* de ésta última. Igualmente se ha simbolizado (línea gris) el nitrógeno que se estima que habría en el suelo en caso que STICS simulara las *ENC* del maíz hasta el estadio fenológico de madurez fisiológica (R6).

Tal como se comenta en el [apartado 3.4.3.2](#), otra forma de valorar objetivamente la calibración de un código son los índices objetivos o estadísticos. La [Figura VI 20](#) y la [Figura VI 21](#) muestran gráficamente el ajuste estadístico de las variables evaluadas en el proceso de calibración del código STICS.

La [Figura VI 20](#) compara, en porcentaje, la diferencia entre los valores simulados por el código STICS antes y después del proceso de calibración respecto a los valores observados en el tratamiento N2T2 *MED* (línea continua). Así, por ejemplo, en cuanto al índice de área foliar (*LAF*), el valor obtenido después de la calibración de STICS es prácticamente igual al valor observado, mientras que antes de la calibración el código simulaba un *LAF* máximo un 76% inferior al valor de referencia. Un comportamiento similar se observa de las variables biomasa total ($BioT_{0\%}$) y extracciones de nitrógeno del cultivo (*ENC*). La respuesta es similar pero en sentido contrario en la variable biomasa del grano ($BioG_{0\%}$): tras la calibración se reduce un 31% la estimación que realiza STICS en su versión original.

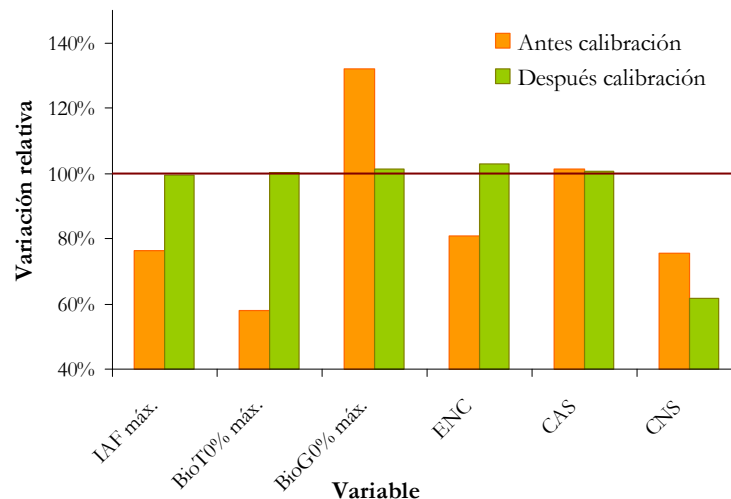


Figura VI 20. Variación relativa, en porcentaje, del valor máximo (máx.) de las variables índice de área foliar (*LAF*), en cm^2/cm^2 ; biomasa total (*BioT_{0%}*), en Mg/ha ; producción total de grano (*BioG_{0%}*), en Mg/ha ; y del valor promedio de las extracciones de nitrógeno por el cultivo (*ENC*) en el estadio DRP del cultivo, en kg/ha ; del contenido de agua en el suelo (*CAS*), en mm ; y del contenido de nitrógeno en el suelo (*CNS*), en kg/ha , antes del proceso de calibración del código STICS y después de éste respecto a los valores observados en el tratamiento N2T2 MED (línea continua) durante la campaña 2004.

En cuanto al contenido de agua del suelo (*CAS*) se aprecia como prácticamente no ha habido variación entre los resultados de la simulación de las versiones original y calibrada de STICS. Además, los resultados que ofrece este código para el balance de agua en el sistema suelo-planta-atmósfera se ajustan bien a los valores observados en campo (línea de referencia del 100%). No sucede lo mismo en las simulaciones del contenido de nitrógeno del suelo (*CNS*). La interpretación de los índices estadísticos obtenidos lleva a concluir que el proceso de calibración de STICS reduce la capacidad predictiva de éste en relación a esta variable. El índice estadístico expresado en la [Figura VI 20](#) corrobora lo que se intuye de la interpretación del gráfico (f) de la [Figura VI 19](#) y, por lo tanto, se mantienen los argumentos discutidos anteriormente respecto a esta aparente contradicción de la respuesta del proceso de calibración de STICS sobre la variable *CNS*.

Los argumentos expresados en los últimos párrafos se confirman haciendo una interpretación del valor relativo de la raíz del error cuadrático medio ($rRMSE$, [ecuación III.82](#)) expresado para cada una de las variables analizadas en la [Figura VI 21](#). Se aprecia como el proceso de calibración ha reducido el error que comete STICS en su versión original respecto la versión calibrada. La diferencia entre la magnitud de las columnas contiguas expresa el grado de reducción del error que se ha conseguido en la calibración del código. Se manifiesta esta diferencia en las variables *LAF*, *BioT_{0%}*, *BioG_{0%}* y *ENC* de forma sensible, mientras que, siguiendo las tendencias mostradas en gráficos y argumentaciones anteriores, la variable *CAS* no responde prácticamente al proceso de calibración y sí lo hace, un poco y en negativo, la variable *CNS*.

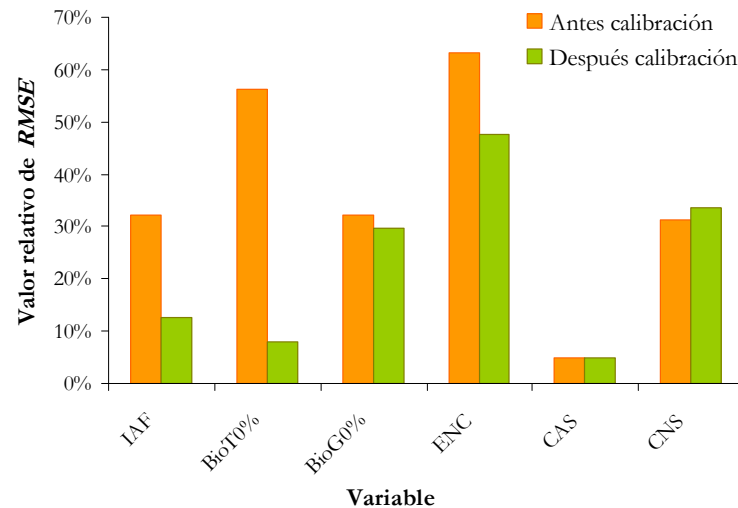


Figura VI 21. Valor relativo de la raíz del error cuadrático medio (rRMSE), en %, de las variables índice de área foliar (*LAF*), en cm^2/cm^2 ; biomasa total (*BioT0%*), en Mg/ha ; producción total de grano (*BioG0%*), en Mg/ha ; extracciones de nitrógeno por el cultivo (*ENC*) en el estadio DRP del cultivo, en kg/ha ; contenido de agua en el suelo (*CAS*), en mm ; y contenido de nitrógeno en el suelo (*CNS*), en kg/ha , antes del proceso de calibración del código STICS y después de éste respecto a los valores observados en el tratamiento N2T2 MED (línea continua) durante la campaña 2004.

Los resultados obtenidos en el proceso de calibración se consideran satisfactorios debido a la mejora sustancial obtenida en la simulación de las principales variables e interacciones del cultivo con el suelo y la atmósfera.

El uso de códigos de simulación, a pesar de simular de forma simplista los procesos que suceden en el sistema suelo-planta-atmósfera, no están exentos de complejidad debido a la gran cantidad de variables (ver apartado 8.8) que incluyen, su organización en módulos y la interacción entre ellos. En el presente trabajo la calibración de STICS se ha realizado bajo la premisa de modificar el menor número de parámetros respecto al original. De esta manera, se ha conseguido el propósito de ajustar la capacidad predictiva del código en las condiciones experimentales evaluadas sin modificar sensiblemente la *esencia* de la versión original del código.

6.5.2. VALIDACIÓN DE STICS EN EL PERÍODO DE CULTIVO

6.5.2.1. Validación al final del ciclo cultural

En el presente apartado, la validación del código STICS, tal como se ha comentado en el apartado 6.5.1.1, se ha realizado en el resto de las experiencias llevadas a cabo en los escenarios experimentales de la parcela evaluada durante las campañas de cultivo 2003 y 2004. La validación consiste en la comprobación que el código, con los nuevos parámetros obtenidos del proceso de calibración, simule adecuadamente otros escenarios de cultivo.

Las fechas de inicio de las simulaciones realizadas con STICS fueron el 24 de marzo de 2003 (día juliano 83) y el 11 de febrero de 2004 (día juliano 42).

Una primera parte de resultados obtenidos del proceso de validación de STICS se presentan en la [Figura VI 22](#). En ella se muestran los valores observados y simulados, al final del ciclo cultural, de producción de biomasa ($BioT_{0\%}$) y de grano ($BioG_{0\%}$) y las extracciones de nitrógeno del suelo (ENC) por parte del cultivo en el estadio DRP (o R2, formación del grano). Su representación se superpone sobre una línea 1:1 indicadora de la correspondencia ideal entre los valores simulados y observados.

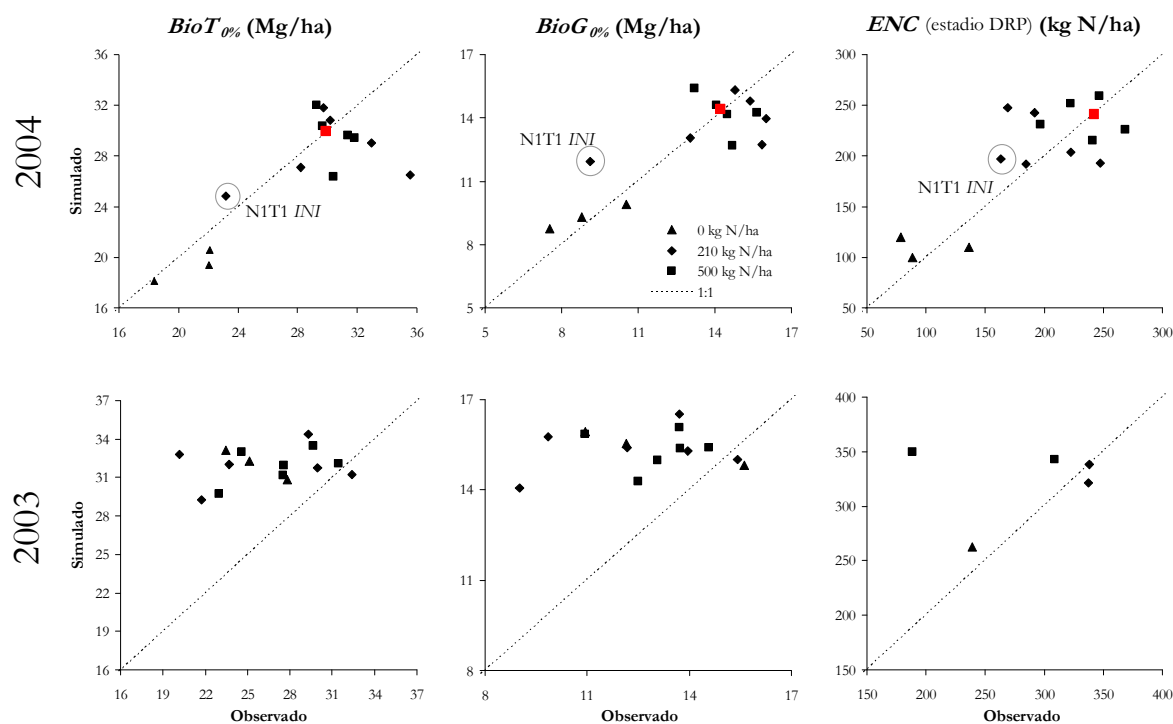


Figura VI 22. Valores observados (abscisas) y simulados (ordenadas) al final del ciclo cultural de biomasa total ($BioT_{0\%}$), en Mg/ha; producción de grano ($BioG_{0\%}$), en Mg/ha; y extracciones de nitrógeno por el cultivo (ENC) en el estadio fenológico DRP, en kg/ha, en los diferentes escenarios de la parcela experimental utilizados para la validación del código STICS durante las campañas de cultivo 2004 y 2003. Los puntos rojos representan el tratamiento N2T2 MED utilizado en el proceso de calibración; los círculos grises el tratamiento N1T1 INI.

Los resultados representados en la figura anterior muestran, en términos generales, como STICS parece que simula mejor los escenarios experimentales del año 2004 que los de la campaña anterior. Los resultados presentados de la campaña 2003 muestran una alta variabilidad en los valores observados ($CV = 18\%$) que no presentan los valores simulados ($CV = 6\%$). De hecho el código STICS refleja lo que se observó en campo: no se detectaron, a nivel visual, diferencias marcables entre los tratamientos experimentales. La elevada variabilidad de los valores observados se atribuye al muestreo y análisis del material vegetal de la campaña 2003 (ver [apartado 4.3.3.4.4](#)) que se tradujo en una falta de representatividad de las muestras analizadas para la obtención de los índices expuestos. Este es el motivo por el que se atribuye la elevada variabilidad de los valores observados durante la campaña 2003 y que se trató de subsanar en la siguiente campaña.

Los argumentos del párrafo anterior no implican el descarte definitivo de los datos observados durante la campaña 2003, sino que reducen su aptitud para ser utilizados en la validación del código STICS. A pesar de esto, el análisis de los resultados de la campaña 2003 muestran como el cultivo en el campo no expresó, a nivel visual, ninguna diferencia

entre tratamientos: se observó el cultivo con el mismo aspecto de color y desarrollo tanto en las repeticiones con fertilización de 0 kg N/ha como en las de 500 kg N/ha. La ausencia de respuesta del cultivo a los tratamientos experimentales en experiencias de nueva implantación no es un hecho extraño y se debe, principalmente, al historial de fertilización de la parcela. Según el diseño de los tratamientos efectuados en la parcela experimental, la fertilización es el factor limitante para el desarrollo y la producción del cultivo. Se espera del cultivo, por tanto, una respuesta consecuente con las dosis de fertilizante aplicadas. En este sentido, se pueden tener reservas en considerar que las repeticiones con 210 kg N/ha o de 500 kg N/ha de fertilizante mineral suplementario muestren diferencias entre ellas o efectos por falta de nitrógeno. En cambio, es de esperar que en monocultivo de maíz sin aportación de fertilizante mineral nitrogenado (0 kg N/ha) éste presente estrés por falta de este elemento nutritivo. Este es el caso del tratamiento N0 en el segundo año de experimentación (2004) y no durante el primer año (2003) cuando la reserva de nitrógeno del suelo le permitió mantenerse una campaña sin aporte de fertilizante. El caso que se argumenta es la razón por la cual el código STICS simula los escenarios de la campaña 2003 con resultados muy parecidos entre sí (sin diferencias entre tratamientos).

En cuanto a los resultados obtenidos al final de la campaña de cultivo 2004 se observa una correspondencia entre las variables observadas ($CV = 23\%$) y sus valores simulados ($CV = 20\%$) con STICS. Durante el año 2004 se apreciaron diferencias significativas entre los índices productivos de maíz (ver apartado 6.4.2.4) del tratamiento N0 respecto al resto de tratamientos. Entre estos últimos (tratamientos N1 y N2) no se encontraron diferencias estadísticas. El comportamiento observado a nivel estadístico se mantiene con las simulaciones de STICS. Los resultados de la campaña 2004 de la Figura VI 22 muestran como, por un lado, en la parte superior derecha de los gráficos existe una nube de puntos que representan los tratamientos con aportaciones de 210 kg N/ha y de 500 kg N/ha. El código STICS es capaz de simular lo que a nivel experimental se demostró: que no existen diferencias sensibles entre los índices productivos de un maíz con aportaciones de 210 kg N/ha y superiores. Por otro lado, en la parte inferior izquierda de los gráficos se muestran los puntos de las repeticiones del tratamiento N0. Aunque no todos los puntos se superponen a la línea 1:1, se puede afirmar la buena aproximación de STICS en la simulación de situaciones de cultivo con falta de nitrógeno.

En el mismo sentido está el punto indicativo de la repetición *INI* del tratamiento N1T1 (indicados con un círculo gris). En el apartado 6.4.1.2 se pone de manifiesto la particularidad de la clase textural de esta región de la parcela, muy distinta al resto del ensayo. La textura del suelo de esta región se caracteriza por tener muy poco contenido de elementos finos hecho que le convierte en lo que se conoce en la región como un *quemador*, es decir, un área donde el cultivo puede sufrir elevado estrés hídrico debido a su baja capacidad de retención de agua. La respuesta del cultivo ante esta tipología de suelo fue una reducción de producción de biomasa y de grano. Igualmente sucedió con las *ENC* al final del ciclo cultural aunque el gráfico de la Figura VI 22 no muestre esta situación al simular hasta el estadio fenológico de formación del grano (DRP o R2), cuando el cultivo mantenía, aún, un estado satisfactorio de desarrollo. Las simulaciones de STICS de este escenario sometido a estrés hídrico se ajustan relativamente bien en el caso de la variable $BioT_{0\%}$ y no tanto en la variable $BioG_{0\%}$. Se puede decir que STICS es sensible a escenarios sometidos a estrés hídrico aunque no simula de forma totalmente satisfactoria todas las variables evaluadas. Probablemente, un número mayor de escenarios sometidos a estrés hídrico esclarecería el comportamiento del código evaluado en este ámbito.

6.5.2.2. Validación durante el ciclo cultural

El proceso de validación de STICS se complementa con el estudio de la capacidad de predicción del comportamiento de diferentes variables a lo largo del ciclo cultural. Para ello se simulan y se toman los datos observados de los escenarios experimentales de la campaña 2004. No se utilizan los datos de la campaña anterior por los motivos argumentados en el apartado anterior: menor representatividad de algunas variables y menor intensidad de muestreo a lo largo del ciclo cultural.

En las simulaciones efectuadas, la fecha de inicio configurada en el código STICS para la campaña 2004 fue el 11 de febrero de ese mismo año (día juliano 42).

Los resultados del presente apartado se agrupan, por un lado, en los índices productivos del maíz (Figura VI 23) y, por otro lado, en la evolución de los contenidos de agua y nitrógeno en el suelo (Figura VI 24).

En el estudio de las variables relativas a los índices productivos de maíz (Figura VI 23), se han evaluado según la dosis de fertilizante aplicadas en los tratamientos experimentales: 0, 210 y 500 kg N/ha (N0, N1 y N2). En este caso, con el propósito de simplificar el análisis, no se han diferenciado entre tipo de fertilizante aplicado (T1 y T2) ya que ⁽¹⁾ STICS no permite la simulación de fertilizantes de liberación gradual y ⁽²⁾ no se observaron diferencias entre las respuestas de los tratamientos efectuados en función del tipo de fertilizante (ver apartado 6.4.2.4). En cambio, en el análisis de las variables contenido de agua y nitrógeno en el suelo (Figura VI 24), sí se han tomado en consideración todos los tipos de tratamientos efectuados (según dosis y según tipo de fertilizante). En este caso se considera relevante el momento de aplicación de fertilizante (en fondo y en cobertera) para el estudio de su evolución en el suelo.

Junto a las consideraciones anteriores, conviene resaltar el tratamiento diferenciado que se da a la región experimental N1T1 INI. Como se ha comentado en el apartado anterior y argumentado en el apartado 6.4.1.2, esta región experimental se caracteriza por una textura de suelo con un bajo porcentaje de elementos finos. Es, por tanto, un área con una clase textural alejada -en cuanto a comportamiento- al resto de parcelas elementales (ver Figura VI 3).

Si se analizan de forma global los resultados presentados en la Figura VI 23 se observa el buen ajuste que se obtiene de los índices productivos evaluados mediante código STICS. Gráficamente se refleja un buen ajuste entre los datos observados y las simulaciones en las variables de desarrollo índice de área foliar (*LAF*) y biomasa aérea (*BioT_{0%}*) en todos los escenarios con distintas dosis de fertilizante. No se presentan los datos de *LAF* del tratamiento N1T1 INI dado que este índice productivo se obtuvo de las regiones *MED* de los tratamientos experimentales (ver apartado 4.3.3.4.3). En cuanto a la producción de grano (*BioG_{0%}*) las simulaciones reflejan la media de los datos obtenidos en las parcelas elementales de cada tratamiento, excepto en la parcela elemental N1T1 INI. Finalmente, en cuanto a las extracciones de nitrógeno del suelo por parte del cultivo (*ENC*), se observa un buen ajuste general del código a los valores observados hasta el momento en que STICS es capaz de simular (estadio DRP o R2). En este punto se pone de manifiesto la laguna que presenta STICS v.4 al simular las *ENC* solamente hasta el estadio de formación del grano. Esta limitación del código se compensa con la estimación (línea gris) de las *ENC* en caso que el código simulara normalmente esta variable (hasta el estadio MAT o R6).

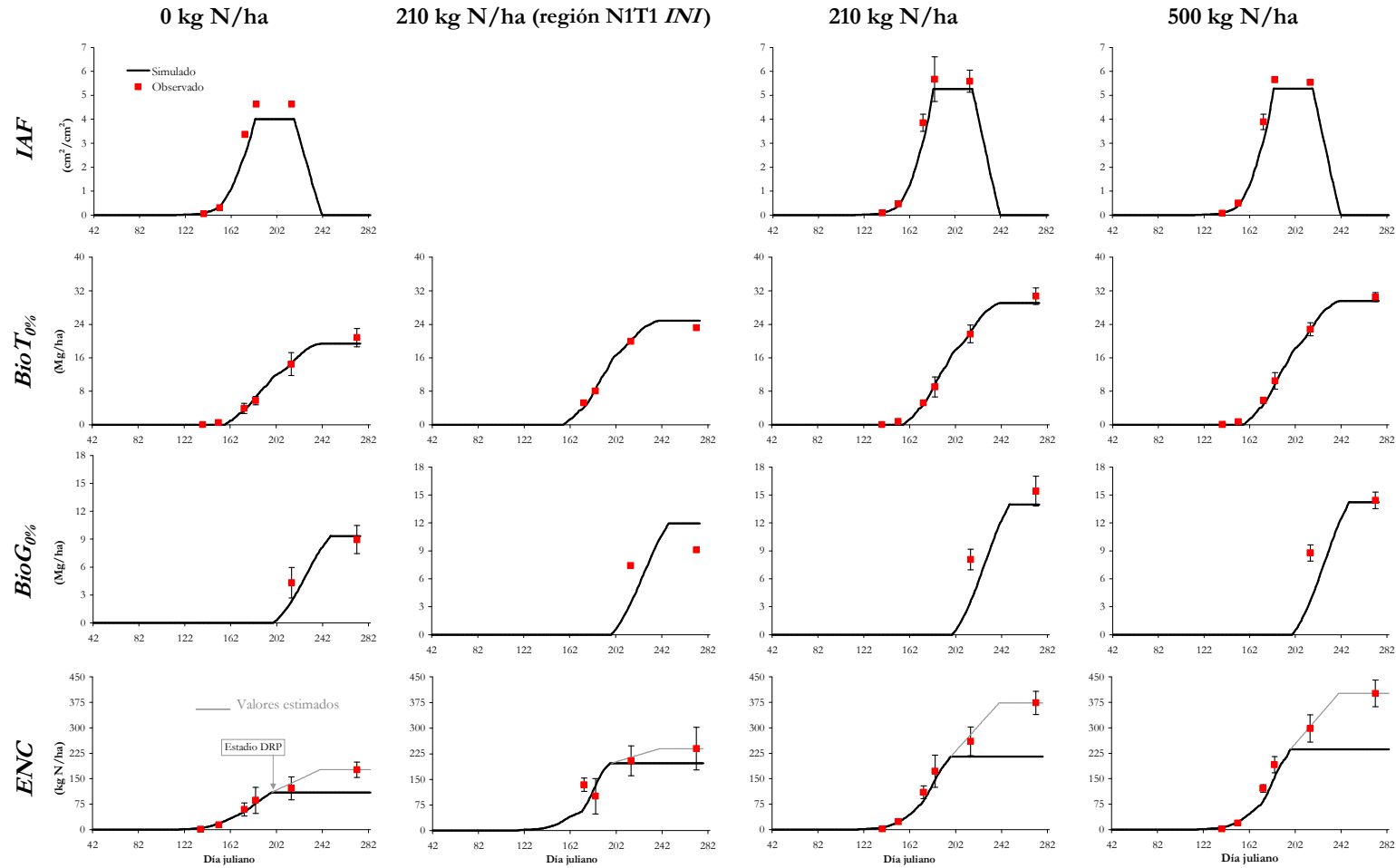


Figura VI 23. Evolución de las medias de los valores observados (puntos; las barras expresan $\pm\sigma$) y simulados (líneas) de las variables índice de área foliar (LAF), en cm^2/cm^2 ; producción total de biomasa ($BioT_{0\%}$), en Mg/ha ; producción de grano ($BioG_{0\%}$), en Mg/ha ; y extracciones de nitrógeno por el cultivo (ENC), en kg/ha , en los diferentes escenarios de fertilización de la parcela experimental utilizados para la validación del código STICS durante la campaña de cultivo 2004. Las líneas gris de trazo fino indican valores estimados si STICS considerara ENC hasta el estadio R6.

Si se realiza un análisis más detallado e individualizado de los resultados obtenidos en el proceso de validación de STICS sobre índices productivos del maíz durante la campaña experimental 2004, se pueden deducir matices de comportamiento del código evaluado.

En primer lugar, los resultados obtenidos de las experiencias y simulaciones de los escenarios N0 (0 kg N/ha) muestran como el código simula un desarrollo y un rendimiento del cultivo relativamente menor al resto de escenarios de fertilización. Este aspecto muestra la sensibilidad que tiene el código STICS para la simulación de escenarios sometidos a estrés por falta de nitrógeno.

En segundo lugar, se analiza el comportamiento de la variable $BioG_{0\%}$ en la región experimental N1T1 *INI*, con una aportación de 210 kg N/ha. En esta región el código STICS no consigue reflejar la reducción de rendimiento del maíz observado en el campo. A pesar de esto, el valor de producción de grano máximo simulado es menor que el calculado en las regiones experimentales con 210 kg N/ha (gráfico contiguo), hecho que indica que el código es capaz de expresar sensibilidad al déficit hídrico experimentado en esa región, pero no en la magnitud observada experimentalmente. Es preciso comentar, tanto en este punto como en los posteriores donde se analicen los resultados de la región N1T1 *INI*, que el grado de generalización de los resultados obtenidos debe ser más reservado ya que únicamente se dispone de una sola parcela elemental de la que deducir comportamientos en situaciones de déficit extremo de agua.

Finalmente el análisis del resto de tratamientos experimentales (210 y 500 kg N/ha) muestran lo que a nivel agronómico ya se ha comentado en el presente trabajo: no se observan diferencias entre el comportamiento del cultivo de maíz a las dosis de fertilización nitrogenada experimentadas. Esta similitud en el comportamiento en campo también se refleja en las simulaciones de STICS. Éste muestra prácticamente el mismo comportamiento entre los tratamientos de 210 kg N/ha y los de 500 kg N/ha, siendo los valores máximos simulados en estos últimos ligeramente superiores a los anteriores.

Junto con los datos anteriores, se evalúa también -ver [Figura VI 24](#)- el comportamiento del código STICS para simular la evolución de los contenidos de agua y nitrógeno en el suelo. Se observa en general que STICS muestra una buena capacidad de predicción del contenido de agua en el suelo (*CAS*) a lo largo de la campaña de cultivo. El ajuste no es tan bueno en la estimación del contenido de nitrógeno en los primeros 1,2 m de suelo (*CNS*).

El análisis más detallado de lo expresado en el apartado anterior lleva a comentar, por un lado, que el *CAS* es simulado por igual prácticamente en todos los escenarios experimentales excepto en la región N1T1 *INI*. En esta región se observa el mismo comportamiento que en el resto de tratamientos: una primera fase de *CAS* estable y una segunda fase -después del período de lluvias de primavera- con un diente de sierra provocado por la demanda hídrica del cultivo y los consecutivos riegos realizados. Sin embargo, el *CAS* es menor en valores absolutos producto de la baja capacidad de retención de agua del suelo de esa zona de la parcela experimental.

En cuanto al *CNS* las representaciones de la [Figura VI 24](#) muestran el efecto del aporte de fertilizante nitrogenado en los escenarios evaluados ⁽¹⁾ cuando se realizan aplicaciones en fondo (día juliano 78) y en cobertera (día juliano 152) en los tratamientos T1 y ⁽²⁾ cuando se realizan las aplicaciones solamente en fondo en los tratamientos T2. Asimismo, también se aprecia como la medida del *CNS* en campo del día juliano 139 es, en todos los casos, superior a los valores simulados. Encontrar valores de *CNS* anormalmente altos y sin justificación aparente en medio de un ciclo cultural de maíz en riego por superficie también fue observado por [Serra et al. \(2002\)](#).

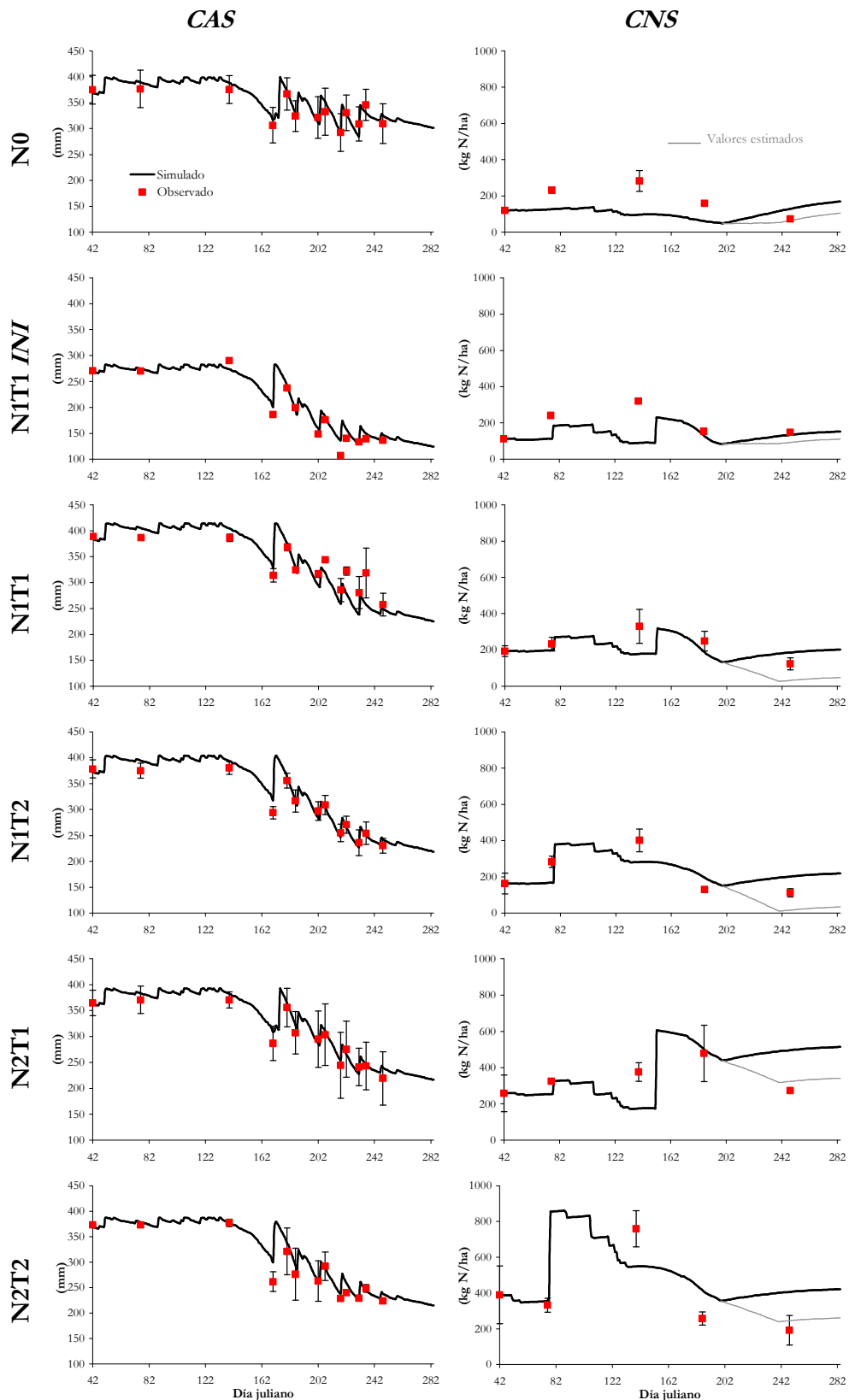


Figura VI 24. Evolución de las medias de los valores observados (puntos; las barras expresan $\pm\sigma$) y simulados (líneas) de las variables contenido de agua en el suelo (CAS), en mm; y contenido de nitrógeno en el suelo (CNS), en kg N/ha, en los diferentes escenarios de la parcela experimental utilizados para la validación del código STICS durante la campaña de cultivo 2004. Las líneas gris de trazo fino indican valores estimados si STICS considerara ENC hasta el estadio R6.

Las simulaciones del *CNS* en todos los tratamientos expresados en la [Figura VI 24](#) muestran, en general, un mejor ajuste al *CNS* al final del ciclo cultural en caso STICS hubiera simulado las *ENC* hasta el estadio de madurez fisiológica (línea gris). Esta afirmación puede ser cuestionada en los tratamientos N1 donde los valores estimados (línea gris) de *CNS* se reducen hasta valores próximos a cero. La reducción del N en el suelo hasta valores próximos a cero se considera improbable ya que, si así fuera simulado por STICS, éste seguramente expresaría antes cierta sensibilidad del cultivo por estrés de nitrógeno. Se hace una hipótesis sobre una situación que, en caso que fuera cierta, tendría una repercusión sobre el N que absorbe el cultivo y, seguramente, su rendimiento final. Todo ello podría alterar ligeramente (porque sucede muy al final del ciclo cultural) los resultados obtenidos de las simulaciones expresados en la [Figura VI 23](#).

Otro aspecto muy explicativo del comportamiento a la validación de los tratamientos experimentales son los valores medios de *CNS*. Se observa como en las regiones del tratamiento N0 -sin aportación de N durante las dos últimas campañas- el *CNS* es muy bajo a lo largo de todo el ciclo cultural. Este hecho se tradujo en una reducción de los índices productivos del maíz tanto en los datos medidos en campo como en las simulaciones de STICS. En cuanto a los tratamientos N1 -con dosis de 210 kg N/ha durante 2 campañas consecutivas- estos se mantienen en general a un nivel menor que los tratamientos N2 -con dosis de 500 kg N/ha en las últimas dos campañas. El menor nivel de *CNS* en los tratamientos N1 respecto los tratamientos N2 no se tradujo, como se ha explicado en párrafos anteriores, en una reducción de los índices productivos del maíz. Sin embargo, a la vista de los resultados simulados, se genera la incertidumbre de saber si una dosis sostenida de 210 kg N/ha en monocultivo de maíz no acabaría repercutiendo en el rendimiento general del cultivo.

6.5.3. VALIDACIÓN DE STICS EN EL PERÍODO ENTRE CULTIVOS

El uso de códigos de simulación del sistema suelo-planta-atmósfera en períodos sin cultivo tiene especial interés para conocer, esencialmente y para los objetivos del presente trabajo, las evoluciones de los contenidos de agua y nitrógeno en el suelo. Estas dinámicas determinan el efecto que el campo sin cultivo tiene sobre el medio ambiente, especialmente sobre la contaminación de aguas subterráneas con nitrógeno.

El análisis de la aptitud del código STICS para simular períodos sin cultivo tiene interés debido a que, tal como afirmaron [Justes et al. \(2001\)](#), no siempre los riesgos de contaminación ambiental por nitratos van ligados a la etapa de desarrollo del cultivo. En España, especialmente en el período intercultivo, el monocultivo de maíz lleva asociado un alto riesgo de contaminación por nitratos ([Moreno et al., 1996](#)). Estos riesgos son elevados por no haber cultivo en la parcela, por existir una alta reserva de nitratos en el suelo y por ser el período más lluvioso del año.

El período analizado en este apartado -ver [Figura VI 25](#)- incluye el otoño y el invierno entre los años 2003 y 2004. Se analiza el comportamiento del agua y el nitrógeno en el suelo entre las fechas del 20 de agosto de 2003 (día juliano 232) y el 11 de febrero del 2004 (día juliano 42 del año 2004 y 407 de la serie analizada). La lluvia acumulada en este período fue de 564,5 mm. Esta cantidad de lluvia incrementó el contenido de agua en el suelo (*CAS*), relativamente bajo a finales del mes de agosto, hasta contenidos próximos a saturación a mediados del mes de octubre (día juliano 290). A partir de ese momento, las lluvias caídas se tradujeron en agua drenada por debajo de los 1,2 m de profundidad del suelo. En total, para el caso expuesto (parcela elemental N2T2 MED), se drenaron 287 mm

de agua en todo el período analizado. Esta cantidad de agua produjo lixiviación de nitratos hacia capas inferiores a los 1,2 metros de profundidad de suelo.

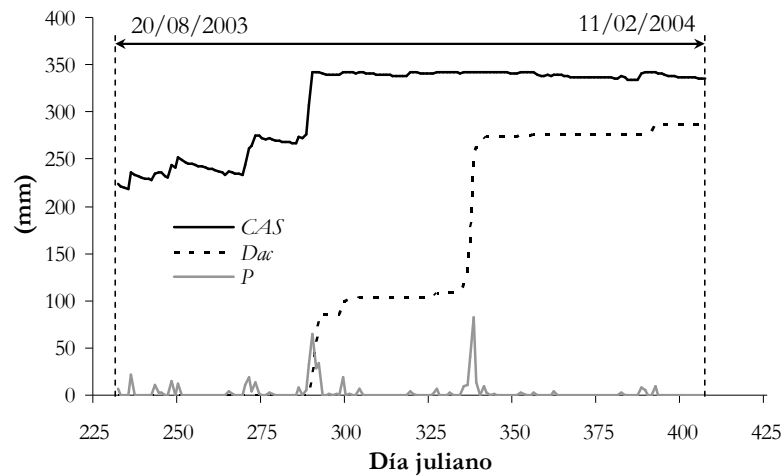


Figura VI 25. Evolución del contenido de agua en el suelo (*CAS*), en mm; del drenaje acumulado (*Dac*), en mm; y de las precipitaciones (*P*), en mm, del período entre el 20 de agosto del 2003 y el 11 de febrero del 2004 en la parcela experimental.

La capacidad predictiva del código STICS durante el período de invierno 2003-04 se visualiza gráficamente en la Figura VI 26. Se observa como el código STICS tiende a sobreestimar ligeramente el *CAS* (ver gráfico (a) de la Figura VI 26) al final del período evaluado. Por otro lado, STICS tiende a subestimar sensiblemente los *CNS* (Figura VI 26, gráfico (b)). Este aspecto tiene relación con el comportamiento del código en la simulación del resto de variables mostradas en la misma figura. Se observa como el código tiende a estimar una mineralización del nitrógeno orgánico del suelo (Figura VI 26, gráfico (c)) por debajo de la calculada en la parcela experimental y una cantidad de nitrógeno lixiviado superior en media a los valores estimados.

El comportamiento de STICS en cada una de las variables simuladas relativas al nitrógeno (gráficos (b), (c) y (d) de la Figura VI 26) se explica a partir de la interrelación que existe entre ellas. STICS obtiene, de media, valores de *CNS* al final del período de simulación menores a los observados. Este comportamiento se explica porque que simula cantidades de N_{min} -fuente de entrada de N al sistema- inferiores a las observadas y cantidades de N_{lix} -fuente de salida de N del sistema- superiores a las observadas. Por tanto, si el código durante el período sin cultivo tiende a reducir las fuentes de entrada de N al sistema y a aumentar las fuentes de salida, se explica que, para cuadrar el balance de masa al final del período de simulación, estime a la baja el *CNS* al final del período. La correspondencia sobre lo expuesto se visualiza claramente en el punto que expresa la región N2T1 *FIN* (indicada con un círculo gris en los gráficos (b) y (d) de la Figura VI 26): STICS para esta región estima una cantidad de N_{lix} relativamente elevada respecto a lo esperado, hecho que se traduce en una estimación del *CNS* al final del ciclo cultural relativamente baja respecto a lo observado.

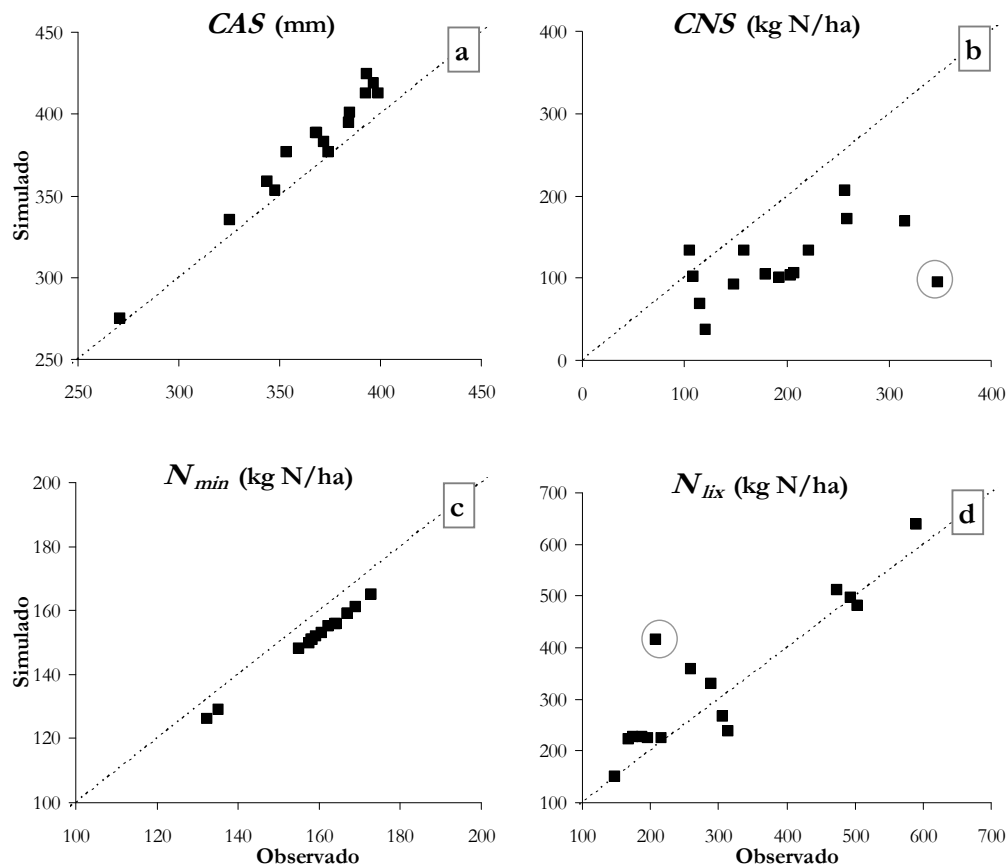


Figura VI 26. Valores observados (abscisas) y simulados (ordenadas) con el código STICS de las variables (a) contenido de agua en el suelo (CAS), en mm; (b) contenido de nitrógeno en el suelo (CNS), en kg N/ha; (c) nitrógeno mineralizado (N_{min}), en kg N/ha; y (d) nitrógeno lixiviado (N_{lix}), en kg N/ha, al final del período comprendido entre el 20 de agosto de 2003 y el 11 de febrero de 2004.

En términos generales STICS, a pesar de pequeñas divergencias en las dinámicas de nitrógeno en el suelo, al final del período evaluado simula adecuadamente la cantidad de N_{lix} . Los índices estadísticos del ajuste observado en el gráfico (d) de la Figura VI 26 indican una sobreestimación del 11% de los valores simulados respecto los observados ($MD = 32,3$ kg N/ha). La raíz del error cuadrático medio ($RMSE$) es de 70,1 kg N/ha del cual se atribuye al error no sistemático ($rRMSE$), es decir el asociado a la precisión de las medidas, el 74%. Finalmente, los índices de eficiencia (EF) y de concordancia (d) son, respectivamente, de 0,746 y 0,937 (valores próximos a 1).

6.5.4. ESTIMACIÓN DE LOS RIESGOS DE LIXIVIACIÓN EN EL PERÍODO ENTRE CULTIVOS

6.5.4.1. Aproximación al problema

Una vez comprobada la capacidad de predicción de los riesgos de lixiviación por el código STICS en situaciones de no cultivo durante el período de invierno, el presente trabajo da un paso más en el estudio de las herramientas (códigos) existentes para la estimación de los riesgos de lixiviación en un suelo agrícola (Poch *et al.*, 2005a).

Como ya se ha comentado anteriormente, frente a los métodos de medida en campo, el uso de modelos de simulación de los procesos de transferencia de agua y solutos en el suelo permiten estimar, de forma relativamente más rápida, los riesgos de contaminación por nitratos en un suelo agrícola. Para ello es preciso que éstos hayan sido calibrados y verificados para las condiciones específicas de la zona donde se aplican (Ramos y Kücke, 1999).

Actualmente, existe una gran variedad de códigos de simulación del flujo y transporte de solutos. Según el modelo conceptual de los procesos que simulan, estos códigos se pueden clasificar en dos grandes grupos: ⁽¹⁾ los códigos con enfoque funcional y ⁽²⁾ los códigos con enfoque numérico.

En esta tesis se evalúa el comportamiento y la capacidad de predicción de la dinámica del agua y el nitrógeno en el suelo de los escenarios experimentados mediante un código con enfoque funcional -el código STICS- y de un código con enfoque numérico -el código HYDRUS.

Los códigos con enfoque funcional como STICS (Brisson *et al.*, 1998), CropSyst (Stöckle *et al.*, 2003) o GLEAMS (Leonard *et al.*, 1987) dividen el suelo en capas que se caracterizan por su volumen de agua máximo almacenable (definido a partir del contenido de agua a capacidad de campo) y su concentración de soluto. El flujo de agua y el transporte de los solutos, homogéneamente mezclados con el agua, se realiza de una capa a la siguiente (más profunda) cuando se supera el contenido de agua almacenable en esa capa. Este tipo de modelos reciben, también, el nombre de modelos de cascada o capacitivos.

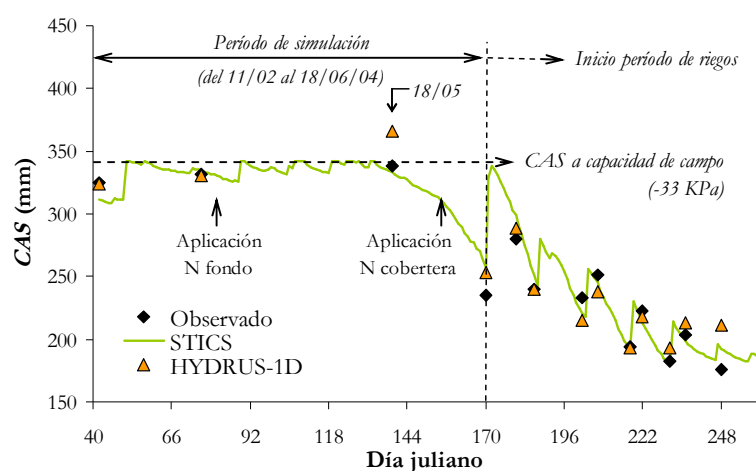
Por otro lado se clasifican los códigos con enfoque numérico como HYDRUS (Simunek *et al.*, 1998, 1999, 2005) que soluciona el flujo de agua y el transporte de solutos mediante la resolución numérica de la ecuación de Richards (ecuación [III.5]) y la ecuación de advección-dispersión (ecuación [III.31]), respectivamente.

En la práctica la utilización de un tipo de modelo u otro depende, entre otros factores, del tipo de datos disponibles, las salidas deseadas y la complejidad de los procesos a simular. Así por ejemplo, Mailhol *et al.* (2001) utilizan el código STICS para simular el balance de agua y nitrógeno en un cultivo de maíz. Concluyen que STICS es apto para la simulación del transporte de nitratos en un medio de infiltración unidimensional (riego por aspersión). En el caso de un medio de infiltración bidimensional (caso del riego por surcos) estos autores proponen el uso del código numérico bidimensional HYDRUS-2D (Simunek *et al.*, 1999) para reflejar la acumulación del ión nitrato sobre la cresta de los surcos. A diferencia de STICS, el código HYDRUS-2D no puede ser utilizado, tal como lo hace STICS, para simular el efecto de las prácticas culturales y su efecto sobre el rendimiento del cultivo durante toda una campaña. Así pues Mailhol *et al.* (2001) justifican el uso de HYDRUS-2D para corregir el error conceptual en que incurre STICS: simular la lixiviación 1D en vez de 2D. Sin embargo, la diferencia observada entre ambos códigos puede ser atribuida ⁽¹⁾ tanto al efecto bidimensional de la infiltración y el transporte de nitratos como ⁽²⁾ al enfoque (funcional o numérico) de estos códigos.

El planteamiento del presente apartado tiene como principal objetivo cuantificar en igualdad de condiciones (medio unidimensional) las diferencias en la estimación del riesgo de lixiviación de nitratos mediante dos tipos de enfoque a la solución del transporte de agua y solutos en el suelo. Para ello se comparan los balances de agua y de nitrógeno calculados con el código STICS (enfoque funcional) y el código HYDRUS-1D (enfoque numérico).

6.5.4.2. Justificación del período de simulación

El período de simulación elegido para los códigos STICS e HYDRUS-1D se representa en la [Figura VI 27](#). Comprende los días entre el 11 de febrero (día juliano 42) y el 18 de junio del 2004 (día juliano 170). Entre estas fechas, se acumularon un total de 420 mm de lluvia (un 60% de la media anual) en 90 días y se produjo todo el drenaje de la campaña de cultivo 2004. Además, fue el período de implantación del maíz y se realizaron aplicaciones de fertilizante mineral nitrogenado, hecho que incrementa el riesgo de lixiviación de nitratos. Dado que se pretende comparar dos modelos con enfoque distinto en los procesos de transferencia de agua y solutos en el suelo en un medio unidimensional, el período seleccionado ofrece esta posibilidad ya que, hasta 3 días después de la aplicación del fertilizante de cobertera (día juliano 152), no se realizaron los surcos en el suelo.



[Figura VI 27](#). Valores observados y simulados con STICS e HYDRUS-1D del contenido de agua en el suelo (*CAS*) en los primeros 1,2 m de profundidad del suelo durante toda la campaña de cultivo 2004 en la parcela experimental.

Para tener en cuenta los riesgos de lixiviación en un medio unidimensional se podría haber establecido el período de estudio entre el 11/02 y el 18/05 (ver [Figura VI 27](#)). De esta manera no cabría tener en cuenta varios aspectos que añaden incertidumbres en la estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos. El primero de estos aspectos es el hecho de simular escenarios unidimensionales durante los últimos 15 días cuando el medio es bidimensional (surcos ya formados). La ondulación del terreno para la formación del surco incrementa la superficie de suelo expuesta a las pérdidas de agua por evaporación. Así, en la [Figura VI 27](#), donde se aprecia el comportamiento representativo de los *CAS* de los tratamientos simulados, se observa como los *CAS* medidos en fecha 18/06 (día juliano 170) son menores que los valores simulados. El porcentaje medio de reducción del *CAS* observado en esa fecha respecto a los valores simulados es del 6% (18 mm). De todas maneras, respecto al transporte de nitratos, el efecto 2D del medio no afecta a los contenidos ni al movimiento de nitratos en el suelo puesto que no se produce ningún riego ni ninguna lluvia importante durante estos días ([Figura VI 28](#)). El segundo de los aspectos importantes a tener en cuenta es que entre las fechas 18/05 y 18/06, justo después del período de lixiviación, se producen mayoritariamente las *ENC* (ver [Figura VI 28](#)). Mediante el modelo HYDRUS-1D no es posible tener en cuenta estas extracciones (ni la mineralización) y esto añade dificultad en la interpretación de los balances de nitrógeno de los modelos en fecha 18/06. Sin embargo, con el propósito de poder comparar los

resultados de las simulaciones con ambos modelos, se realizan los balances de nitrógeno del código HYDRUS-1D tomando las ENC y el N_{min} simulado con el código STICS en cada escenario experimental.

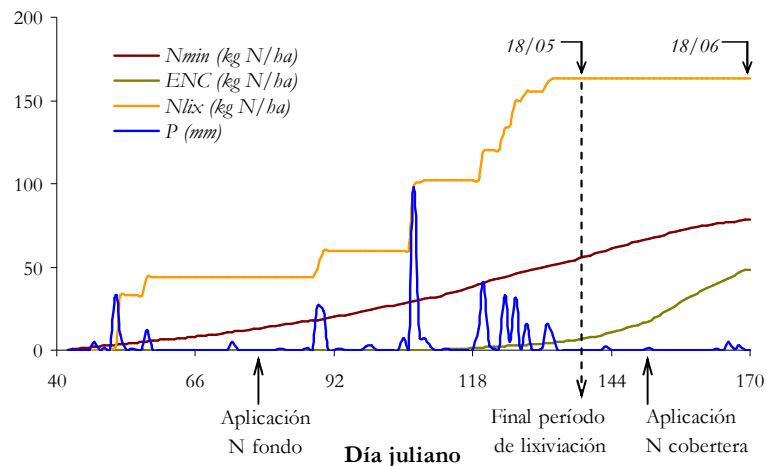


Figura VI 28. Valores simulados con STICS de nitrógeno mineralizado (N_{min}), en kg N/ha; extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC), en kg N/ha; nitrógeno lixiviado (N_{lix}), en kg N/ha; y lluvia caída (P), en mm, en los 1,2 m del perfil superficial del suelo de la parcela experimental entre el 11 de febrero (día juliano 42) y el 18 de junio (día juliano 170) del año 2004.

No obstante, pese a los aspectos de suelo y de cultivo descritos en el párrafo anterior que dificultan la comparación de los modelos evaluados entre el 11/02 y el 18/06, se elige este período ya que en fecha 18/05 el CAS simulado con HYDRUS-1D es, de media, un 10,3% (40 mm) superior al CAS simulado por STICS (ver Figura VI 27). Esta diferencia se explica a partir del hecho que la última lluvia importante se produce el día juliano 134 (13/05). El enfoque funcional de STICS no permite que el CAS supere su capacidad definida por el contenido de agua a capacidad de campo del perfil, mientras que el enfoque numérico de HYDRUS-1D si admite transitoriamente esta situación. Esta diferencia en el enfoque en el flujo de agua de ambos modelos se observa en todos los escenarios simulados y hace que, justo después de una lluvia importante, no sea comparable el balance hídrico entre ambos modelos. Por esta razón se elige el día 18/06 como el final del período de simulación. De esta manera el mes de margen respecto la fecha 18/05 permite drenar todo el exceso de agua del perfil del suelo con ambos modelos y, así, poder comparar sus estimaciones de las cantidades de nitrógeno lixiviado.

6.5.4.3. Balances de agua y de nitrógeno

Los contenidos finales de agua y de nitrógeno, al final del período de simulación (18/06), en los primeros 1,2 m de suelo de las 15 parcelas elementales se muestran en la Figura VI 29.

En general, se observa una clara relación proporcional en todo el rango de valores simulados para los casos de CAS y de CNS ($R^2 = 0,98$). Para el caso del CAS (gráfico (a) de la Figura VI 29), HYDRUS-1D tiende a sobrestimar esta variable respecto al código STICS ($MD = 8,6$ mm) en un 3% al final del período de simulación. El valor promedio de CAS simulado con HYDRUS-1D en los 15 escenarios es de 294 mm, mientras que en el caso de STICS es de 286 mm. El comportamiento contrario se obtiene para el CNS

(gráfico (b)): HYDRUS-1D infraestima el *CNS* al final del período de simulación respecto al código STICS ($MD = -23,3$ kg N/ha) en un 7%. El valor medio de *CNS* simulados por HYDRUS-1D es de 309 kg N/ha, mientras que STICS, en fecha 18/06, simula un *CNS* medio de 332 kg N/ha. Las barras representadas en los valores de *CNS* simulados por HYDRUS-1D muestran el rango de variación posible en esta variable para este código. La diferencia simulada entre las *ENC* (salidas) y el N_{min} (entradas) del sistema indican que este incrementa su contenido en nitrógeno (Figura VI 28) en 28 kg N/ha de media al final del período de simulación. Así pues, HYDRUS-1D simula el *CNS* sin tener en cuenta esta entrada neta de nitrógeno en su sistema (valor inferior de las barras). En caso de que tuviera en cuenta estas entradas, y considerara que no se perdieran como lixiviado, su valor máximo de *CNS* sería el indicado por la barra superior del gráfico (b) de la Figura VI 29.

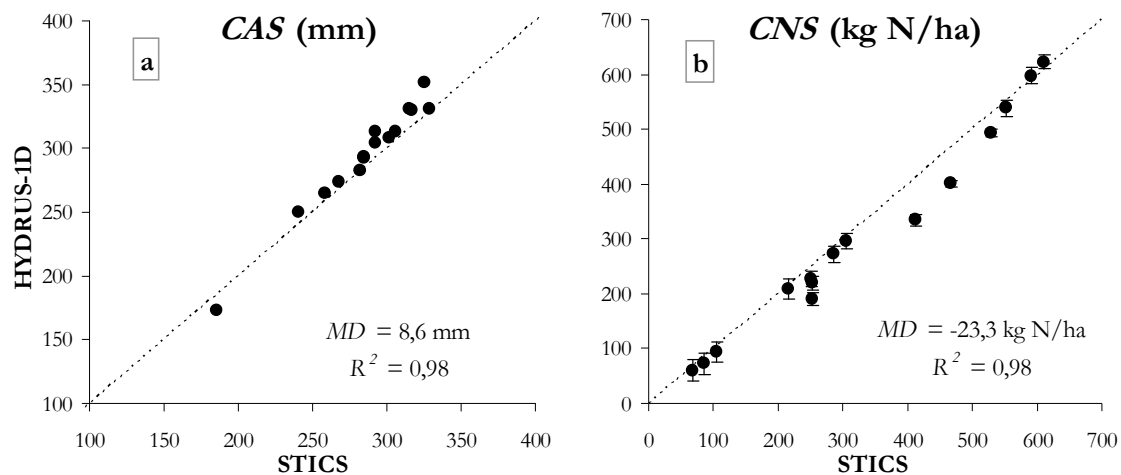


Figura VI 29. Correlación de los valores simulados finales (día 18/06) de los códigos STICS e HYDRUS-1D de (a) contenido de agua en el suelo (*CAS*), en mm; y de (b) contenido de nitrógeno en el suelo (*CNS*), en kg N/ha, en los primeros 1,2 m de suelo en los escenarios simulados de la parcela experimental.

Otro aspecto importante en el análisis de los balances de agua y de nitrógeno que calculan los dos modelos analizados es la evolución de sus contenidos durante el período simulado. Ya se ha comentado en el apartado anterior, como el distinto enfoque de los códigos STICS e HYDRUS-1D para la resolución del movimiento de agua en el suelo tiene efectos sobre el *CAS* después de un período de alta precipitación (p.e. en el día juliano 139 (18/05); ver Figura VI 27). Es preciso apuntar que estas diferencias repercuten también en el *CNS*. La Figura VI 30 muestra la evolución del *CNS* entre las fechas 11/02 y 18/06. Se observa como el día juliano 139 el *CNS* simulado con ambos códigos es prácticamente el mismo. Sin embargo, el modelo numérico HYDRUS-1D tiene un *CAS* superior en esa fecha (ver Figura VI 27) cosa que provoca, en días posteriores, que se continúe produciendo drenaje en sus escenarios simulados. Este efecto se refleja en la Figura VI 30 donde se observa el descenso paulatino del *CNS* simulado con HYDRUS-1D a partir del día juliano 139. En cambio, las variaciones en el *CNS* simuladas con STICS en un período sin drenaje (Figura VI 28, a partir de 18/05) se atribuyen a la diferencia entre el nitrógeno mineralizado por el suelo y las *ENC* que este código es capaz de simular. Puesto que estas entradas (N_{min}) y salidas (*ENC*) de nitrógeno al sistema no es posible simularlas con HYDRUS-1D, se representa (línea naranja discontinua) el *CNS* hipotético que simularía

este modelo en el caso que tuviera en cuenta estas variaciones y considerara que esta diferencia no se lixiviará.

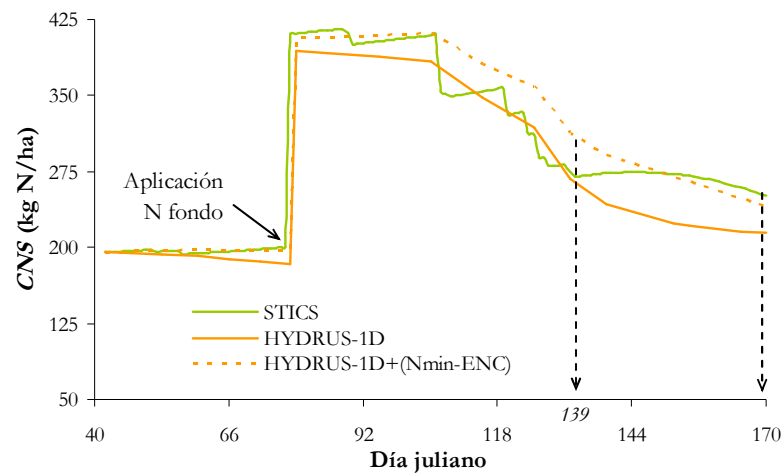


Figura VI 30. Evolución en un tratamiento experimental T2 (con una sola aplicación de nitrógeno de fondo) de los contenidos de nitrógeno en el suelo (CNS), en kg N/ha, simulados con STICS, HYDRUS-1D e HYDRUS-1D más la diferencia entre el nitrógeno mineralizado (N_{min}) y las extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC) simulados por STICS.

Bajo estas consideraciones se podrían simular CNS similares con ambos modelos a la fecha fin de simulación (día juliano 170). Sin embargo, esta situación tendría a no producirse en caso que realmente HYDRUS-1D simulara el N_{min} y las ENC , puesto que en los momentos con un incremento más notable de nitrógeno al sistema por mineralización (antes del inicio de las ENC ; ver Figura VI 28) es cuando se produce la mayor parte de los riesgos de lixiviación. Lo más probable en ese caso sería que HYDRUS-1D simulara lixiviado de parte de este nitrógeno producido por mineralización y, consecuentemente, simularía un CNS en fecha 18/06 (día juliano 170) menor que tendría a los valores de las barras inferiores del gráfico (b) de la Figura VI 29.

6.5.4.4. Drenaje y lixiviación

Los resultados de la simulación del flujo de agua y el transporte de nitratos por debajo del límite inferior del suelo estudiado (1,2 m) se muestran en la Figura VI 31.

Los valores relativos de drenaje acumulado (Dac) simulados con STICS e HYDRUS-1D (gráfico (a) de la Figura VI 31) al final del período de simulación muestran una desviación media (MD) de tan solo 5,4 mm lo que puede conducir a pensar en lo próximas que están las simulaciones de ambos códigos en este aspecto. Sin embargo, la desviación estándar de los resultados de ambas simulaciones (9,2 mm en STICS y 22,7 mm en HYDRUS-1D) se traduce en un coeficiente de correlación sensiblemente bajo ($R^2 = 0,39$). Este hecho se relaciona, una vez más, con el enfoque de los modelos evaluados. Las condiciones iniciales en ambos modelos sitúan el CAS próximo a la capacidad de campo en todos los escenarios simulados. Además, el período de lluvias se produce poco después, de manera que, STICS simula drenaje de prácticamente toda el agua que entra en el sistema por precipitación, mientras que la ecuación de Richards que integra HYDRUS-1D permite almacenar parte de esta agua entre los contenidos de agua de capacidad de campo y de saturación del suelo.

Este comportamiento permite a HYDRUS-1D reflejar mejor las características físicas del suelo de los tratamientos simulados y su efecto sobre el drenaje acumulado.

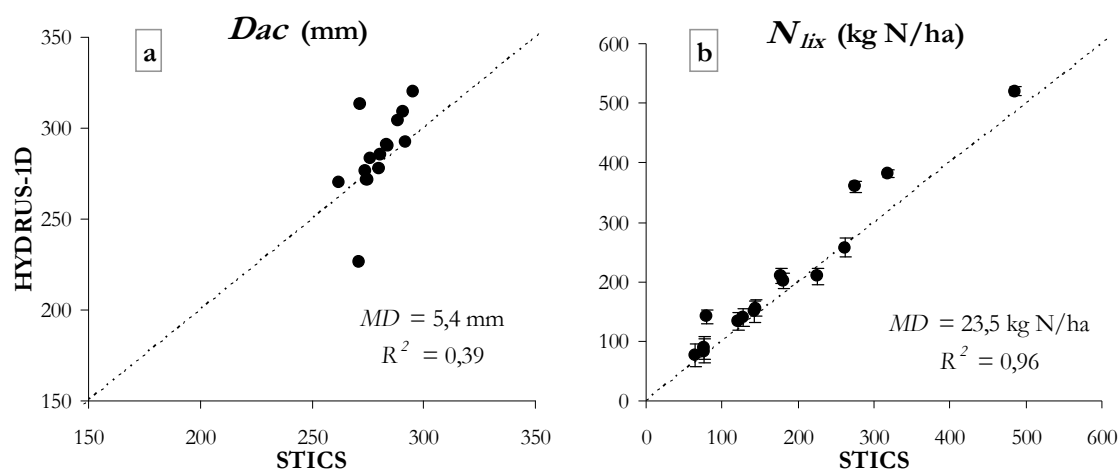


Figura VI 31. Correlación de los valores simulados finales (18/06) de (a) drenaje acumulado (D_{ac}), en mm; y (b) nitrógeno lixiviado (N_{lix}), en kg N/ha, por debajo de los 1,2 m de profundidad del suelo con los códigos STICS e HYDRUS-1D.

En relación a las cantidades de nitrógeno lixiviado (gráfico (b) de la Figura VI 31) se observa un coeficiente de correlación (R^2) de 0,96 entre las simulaciones de los modelos evaluados. Se obtiene, además, una sobreestimación sistemática de las cantidades de nitrógeno lixiviado por parte de HYDRUS-1D con respecto a STICS ($MD = 23,5$ kg N/ha) en un 12,5%. Este último simula una cantidad media de lixiviados de 184 kg N/ha, mientras que, HYDRUS-1D, estima una media de los riesgos de lixiviación de 207 kg N/ha con unos límites mínimos y máximos de 193 y 221 kg N/ha de media respectivamente.

La combinación de los resultados de drenaje acumulado y de nitrógeno lixiviado muestran como la concentración media del agua de drenaje durante el período de simulación en los escenarios simulados es muy variable (Tabla VI 19).

Tabla VI 19. Concentraciones, en ppm, de $N-NO_3^-$ en el agua de drenaje durante el período de simulación: del 11/02 al 18/06/04. Valores medios, mínimos y máximos de los 15 escenarios simulados con STICS e HYDRUS-1D.

Código	Mínimo (ppm)	Media (ppm)	Máximo (ppm)
STICS	23,9	65,2	166,1
HYDRUS-1D	29,2	71,9	177,8

Las concentraciones en $N-NO_3^-$ del agua de drenaje en los escenarios simulados por HYDRUS-1D son ligeramente mayores que en el caso del código STICS. El comportamiento de las diferencias entre los valores de HYDRUS-1D y STICS refleja que el incremento en porcentaje se reduce paulatinamente de los valores mínimos (22%) a los máximos (7%) y, curiosamente, aumentan las diferencias en valor absoluto (5,3 ppm en el valor mínimo, 6,7 ppm en el promedio y 11,7 ppm en el valor máximo).

La comparación de dos modelos unidimensionales con enfoque distinto permite establecer un primer paso hacia los resultados expuestos por Mailhol *et al.* (2001). Estos autores obtuvieron que con el código STICS se sobreestiman los riesgos de lixiviación de nitratos respecto al código HYDRUS-2D en surcos de riego. Esta diferencia se podría atribuir tanto a la discretización del medio (1D o 2D) como al distinto modelo conceptual de ambos códigos.

En el presente trabajo -donde no se han realizado simulaciones en medio 2D- los resultados conducen a la conclusión preliminar que, en un medio unidimensional, el código HYDRUS-1D (enfoque numérico) produce una sobreestimación del 12,5% del nitrógeno lixiviado respecto al código STICS (enfoque funcional). Esta diferencia se atribuye únicamente al modelo conceptual de los códigos utilizados por lo que conduce a pensar que la diferencia atribuible a la discretización del medio (1D o 2D) correspondería a este porcentaje más la diferencia que obtuvieron Mailhol *et al.* (2001) en su trabajo.

6.5.4.5. Capacidad de predicción de los riesgos reales de lixiviación

Es interesante conocer, también, la capacidad de predicción de los modelos evaluados frente a los datos experimentales de nitrógeno lixiviado (N_{lix}). La Figura VI 32 (a) muestra la capacidad de predicción de los códigos STICS e HYDRUS-1D respecto a los riesgos reales de lixiviación calculados (ecuación [IV.42]). Gráficamente tanto STICS como HYDRUS-1D, tienden, por un lado, a infraestimar los riesgos de lixiviación en parcelas con alto *CNS* y, en escenarios con bajo *CNS*, a sobreestimar estos riesgos.

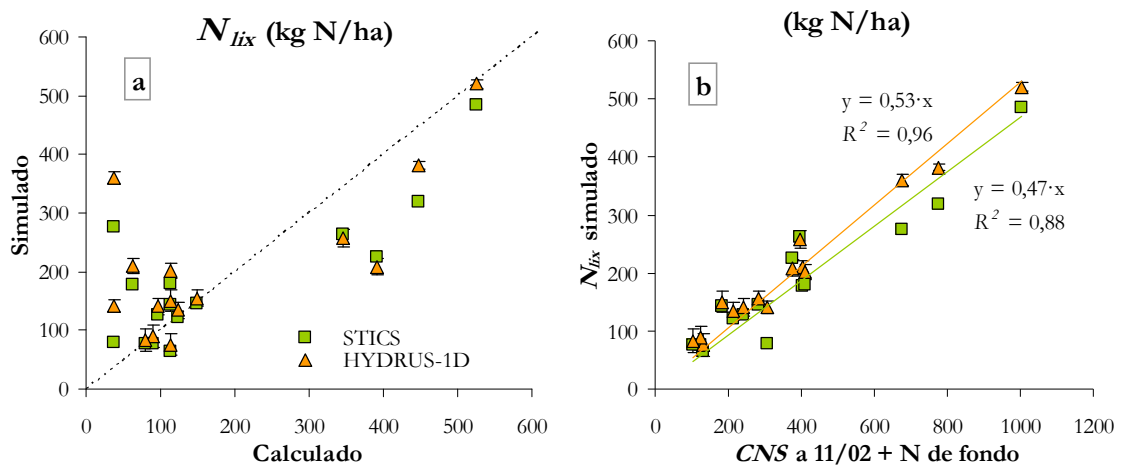


Figura VI 32. Estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos, en kg N/ha, simulados con STICS e HYDRUS-1D respecto a (a) los valores calculados por balance de masa y a (b) los *CNS* potencialmente lixiviable en los escenarios evaluados.

Por otro lado, en el gráfico (b) de la Figura VI 32 se muestra como, con las condiciones climáticas que caracterizaron la primavera 2004 y los parámetros definidos en las simulaciones, entre un 47 y un 53% del nitrógeno susceptible de ser lixiviado durante el período de simulación (*CNS* a inicio del período (11/02) + N en fondo) se estima que se pierde por debajo de los 1,2 m de profundidad del suelo. La buena correlación obtenida en los ajustes ($R^2 > 0,88$) demuestra la buena respuesta de ambos modelos en la estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos en parcelas agrícolas.

De forma objetiva, sin embargo, los índices estadísticos (Tabla VI 20) indican el código STICS como el más idóneo para predecir los riesgos de lixiviación durante el período y las condiciones simuladas. De todas maneras los valores próximos de *MAE* y *EF'* que se obtienen con los dos modelos ponen de manifiesto que ambos estiman de forma similar los riesgos de lixiviación observados en campo.

Tabla VI 20. Índices estadísticos de comportamiento de los códigos STICS e HYDRUS-1D en relación a la predicción de los riesgos de lixiviación de nitrógeno en los 15 escenarios simulados.

Índice estadístico	Calculado	STICS	HYDRUS-1D
<i>Media</i> (kg N/ ha)	182	184	207
<i>CV</i> (kg N/ha)	88	63	61
<i>MAE</i> (kg N/ha)		67	76
<i>EF'</i>		0,49	0,42

De los resultados expuestos en los párrafos anteriores, se interpreta lo ya observado en los datos experimentales representados en la Figura VI 17: que en épocas de drenaje la pérdida de N del perfil del suelo es proporcional a la cantidad de nitrógeno presente en éste. De esta afirmación lógica se concluye que para evitar la contaminación de aguas subterráneas por nitratos conviene mantener los *CNS* relativamente bajos antes de los períodos con alto riesgo de lluvias y sin presencia de actividad del cultivo en el campo, es decir, en primavera, otoño e invierno.

6.6. CONCLUSIONES

Las principales conclusiones que se obtienen de los resultados (y su discusión) obtenidos de la evaluación agronómica y modelación del cultivo de maíz en distintos escenarios de fertilización nitrogenada durante las campañas experimentales 2003 y 2004 son:

I. En relación a la evaluación agronómica del suelo y de las experiencias con fertilización nitrogenada realizadas en maíz:

- La variabilidad textural del suelo de la parcela experimental no influye en el rendimiento general del cultivo; sólo se observa una reducción de la producción final del maíz en los escenarios sin fertilización nitrogenada y en un escenario con contenidos de arena relativamente elevados respecto al resto de parcelas elementales.
- La variabilidad de la granulometría de la parcela experimental se simplifica con la clasificación en tres subgrupos relativamente homogéneos de suelo: subgrupo 1 con alto contenido de elementos finos (arcilla + limo) (>87%), subgrupo 2 con bajo contenido de elementos finos (<71%) y subgrupo 3 con muy bajo contenido en elementos finos (<53%) considerado un *quemador*.
- La D_{ap} de los horizontes superficiales de la cresta y la base de los surcos son un 11% inferiores de media respecto las densidades aparentes de los horizontes inmediatamente inferiores.
- Para la determinación de contenidos característicos de agua en el suelo se recomienda la utilización de métodos no destructivos del suelo (p.e.: medidas directas o funciones de edafotransferencia) frente a métodos destructivos como las placas de presión Richards puesto que, para la preparación de las muestras de análisis, éstos últimos afectan a la estructura del suelo, a su porosidad y, por consiguiente, los resultados que obtienen no son realistas: se observan unas diferencias de más de un 20% entre métodos.
- En el horizonte superficial de la parcela experimental la conductividad hidráulica saturada (K_s) calculada con el permeámetro de Philip-Dunne es de 2,18 cm/h, un valor próximo al obtenido con otros métodos indirectos: 2,32 cm/h y 2,40 cm/h.
- La densidad de plantas emergidas (D_{pl}) de maíz durante la campaña 2004 fue de 83.196 plantas/ha, un 32% superior al número de plantas emergidas la campaña anterior (63.032 plantas/ha) debido a problemas de nascencia de las semillas; esta diferencia influyó en la comparativa, en valores absolutos, entre variables como el índice de área foliar, la producción total de biomasa, la producción final de grano y las extracciones de nitrógeno del suelo por parte del cultivo.
- Qualitativamente se observa un menor LAF de los tratamientos sin fertilización nitrogenada (N0) respecto al resto de tratamientos en ambas campañas experimentales.
- La producción media de grano de maíz ($BioG_{14\%}$) durante la campaña 2003 fue de 14,8 Mg/ha (sin diferencias claras entre tratamientos); durante la campaña 2004 fue de 16,5 Mg/ha en los tratamientos con alguna aportación suplementaria de nitrógeno mineral (N1 y N2) y de 10,4 Mg/ha en el tratamiento sin fertilización nitrogenada (N0).

- La influencia de la falta de nitrógeno en cultivo de maíz (tratamiento N0) se manifiesta estadísticamente en los índices productivos del maíz a partir del segundo año de experimentación donde el tratamiento sin fertilización nitrogenada acusó sensiblemente esta falta con un descenso del 39% en la producción final de grano ($BioG_{14\%}$) respecto a la media del resto de tratamientos.
- No se observan diferencias estadísticamente significativas en los índices productivos del maíz entre los tratamientos con aportación de 210 kg N/ha (N1) y con aportación de 500 kg N/ha (N2).
- No se observan diferencias estadísticamente significativas de los índices productivos del maíz entre los tratamientos con fertilizante convencional (T1) y con fertilizante de liberación gradual (T2).
- El efecto *quemador* del suelo de la parcela elemental N1T1 INI ha reducido en un 38% los rendimientos del cultivo de maíz esperados para este tratamiento.
- Se registraron períodos de drenaje por debajo de los 120 cm de suelo durante el invierno 2003-04 (aprox. 300 mm) y durante la primavera 2004 (aprox. 250 mm).
- La tasa de mineralización media de nitrógeno en la parcela experimental fue de 0,79 kg N/ha·día durante el verano 2003, de 0,96 kg N/ha·día durante el invierno 2003-04 y de 0,95 kg N/ha·día durante el verano 2004.
- Las extracciones de nitrógeno del suelo por parte del cultivo (ENC) no presentan diferencias estadísticamente significativas durante la campaña 2003; sí lo hacen durante la campaña 2004 donde se muestra una cierta proporcionalidad de estas extracciones con el aporte total de nitrógeno mineral en el cultivo (0, 210 y 500 kg N/ha) y con el tipo de fertilizante utilizado: convencional (menores extracciones) y de liberación gradual (mayores extracciones).
- Las pérdidas de nitrógeno del suelo por volatilización (N_{vol}) se estiman entre 0,8 y 48 kg N/ha según el tratamiento experimental.
- Las pérdidas de nitrógeno del suelo por desnitrificación (N_{desni}) se estiman entre 5,5 y 17,2 kg N/ha según el tratamiento experimental durante los períodos con cultivo y de 20 kg N/ha durante el período de invierno 2003-04.
- Las pérdidas de nitrógeno por lixiviación (N_{lix}) van asociadas a los períodos donde se ha registrado drenaje por debajo de los 1,2 m de suelo.
- Durante el período de invierno 2003-04 se registran pérdidas de N_{lix} medias en los tratamientos entre 129 y 445 kg N/ha; durante el período verano 2004 este tipo de pérdidas oscilaron entre 138 y 276 kg N/ha.
- Se observa una relación directa ($R^2=0,95$) entre el contenido de nitrógeno presente en el suelo antes de un período de fuerte drenaje y el nitrógeno perdido hacia capas profundas debido a este drenaje.
- En los escenarios simulados durante el período de drenaje de la primavera 2004 se deduce un efecto de retención de nitrógeno en el suelo atribuyble al fertilizante de liberación gradual (T2) que reduce la lixiviación de nitrógeno hacia capas profundas del suelo.
- Las dosis de agua aplicadas en los riegos (Z_{inj}) durante las campañas experimentales no representaron pérdidas de nitrógeno por lixiviación; no se registró drenaje (D) por debajo de los 1,2 m de suelo durante la época de riego.

II. En relación a la simulación del sistema suelo-planta-atmósfera en cultivo de maíz:

- El proceso de calibración del código STICS supone una mejora sobre el modelo original propuesto por [Brisson et al. \(1998\)](#) en la predicción de la evolución del índice de área foliar (*LAF*), la biomasa total ($BioT_{0\%}$), la producción total ($BioG_{0\%}$) y las extracciones de nitrógeno por el cultivo (*ENC*); en cambio, prácticamente no afecta a la predicción del contenido de agua en el suelo (*CAS*) y empeora -con reservas y aclaraciones- la predicción del contenido de nitrógeno en el suelo (*CNS*); el proceso de calibración del código STICS mejora la capacidad predictiva de éste en un 14% de media sobre el valor relativo de la raíz del error cuadrático medio (*rRMSE*) de las variables anteriores.
- La validación del código STICS al final del ciclo cultural pone de manifiesto posibles errores de representatividad e intensidad de muestreo en las variables observadas en el cultivo de maíz durante la campaña 2003; la elevada variabilidad de los datos observados ($CV = 18\%$) no es comparable con la variación de los datos simulados (tres veces menor) que, a su vez, se corresponde con el comportamiento homogéneo observado en campo durante la citada campaña.
- La validación del código STICS a nivel gráfico con los datos observados del final de la campaña 2004 muestra lo que a nivel estadístico se corrobora: no existen diferencias significativas entre los rendimientos del cultivo en los tratamientos con fertilización nitrogenada (N1 y N2) y sí existen entre este grupo de tratamientos y los tratamientos sin fertilización nitrogenada (N0).
- Del análisis de los resultados de la parcela elemental N1T1 *INI*, se deduce que es preciso corroborar con ensayos específicos la aptitud del código STICS para simular escenarios sometidos a estrés hídrico.
- La validación del código STICS a nivel gráfico con los datos observados durante el ciclo cultural de la campaña 2004 muestra, en general, el buen ajuste entre las variables observadas (índice de área foliar (*LAF*), producción de biomasa total ($BioT_{0\%}$), producción de grano ($BioG_{0\%}$), extracciones de nitrógeno por el cultivo (*ENC*) y contenidos de agua (*CAS*) y nitrógeno (*CNS*) en el suelo) y sus valores simulados. STICS es capaz de simular ⁽¹⁾ escenarios de fertilización nitrogenada a distintas dosis y ⁽²⁾ escenarios sometidos a estrés de nitrógeno; STICS no se ajusta de forma tan satisfactoria a escenarios sometidos a estrés hídrico.
- STICS simula mejor la evolución del *CAS* que la evolución del *CNS*.
- La versión evaluada de STICS (v.4) mejoraría las estimaciones del *CNS* en caso que simulara las extracciones de nitrógeno por el cultivo (*ENC*) hasta el estadio de madurez fisiológica (R6) en vez de hacerlo hasta el estadio de formación del grano (R2).
- La validación del código STICS durante el período entre cultivos (invierno 2003-04) muestra como tiende a sobreestimar ligeramente *CAS* y a subestimar el *CNS* al final del período sin cultivo, hecho que se traduce en que STICS sobreestima el N_{lix} en un 11% respecto los valores observados, una diferencia atribuible en un 74% a la precisión de las medidas de las variables observadas.
- En un mismo escenario sin cultivo el código con enfoque numérico HYDRUS-1D sobreestima el *CAS* en un 3% e infraestima el *CNS* en un 7% al final del período con respecto al código con enfoque funcional STICS; en consecuencia

HYDRUS-1D simula sistemáticamente un 12,5% más de N_{lix} respecto STICS al final del período de simulación.

- En escenarios sin cultivo los códigos evaluados (STICS e HYDRUS-1D) tienden a infraestimar el N_{lix} en escenarios con alto *CNS* y, en escenarios con bajo *CNS*, a sobreestimar estos riesgos; en los escenarios simulados de primavera 2004, STICS e HYDRUS-1D sobreestiman el N_{lix} observado en las parcelas elementales evaluadas en un 1% y un 13% de media respectivamente.
- En períodos de drenaje en el suelo, la pérdida de nitrógeno del suelo hacia capas profundas es proporcional al nitrógeno presente en el perfil del suelo; mantener bajos *CNS* en períodos sin presencia activa de cultivo en campo permite reducir los riesgos de contaminación subterránea por nitratos en parcelas agrícolas.

6.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Álvarez-Benedí, J.; García-Sinovas, D. y Muñoz-Carpena, R. 2003. *Determinación de la conductividad hidráulica en suelos mediante un permeámetro de carga variable automatizado*. Innovación, 15(1), 7-16.
- Aronsson, H. y Torstensson, G. 1998. *Measured and simulated availability and leaching of nitrogen associated with frequent use of catch crops*. Soil Use and Management, 14(1), 6-13.
- Beven, K.J., Henderson, D. y Reeves, A.D. 1993. *Dispersion parameters for undisturbed partially saturated soil*. Journal of Hydrology, 143, 19-43.
- Boedhram, N.; Arkebauer, T.J. y Batchelor, W.D. 2001. *Season-long characterization of vertical distribution of leaf area in corn*. Agronomy Journal, 93, 1235-1242.
- Brisson, N.; Mary, B.; Ripoche, D.; Jeuffroy, M. H.; Ruget, F.; Nicoullaud, B.; Gate, P.; Devienne-Barret, F.; Antonioletti, R.; Durr, C.; Richard, G.; Beaudoin, N.; Recous, S.; Tayot, X.; Plenet, D.; Cellier, P.; Machet, J. M.; Meynard, J. M.; Delécolle, R. 1998. *STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn*. Agronomie, 18, 311-346.
- Brisson, N.; Gary, C.; Justes, E.; Roche, R.; Mary, B.; Ripoche, D.; Zimmer, D.; Sierra, J.; Bertuzzi, P.; Burger, P.; Bussièrre, F.; Cabidoche, Y.M.; Cellier, P.; Debaeke, P.; Gaudillère, J.P.; Hénault, C.; Maraux, F.; Seguin, B. y Sinoquet, H. 2003. *An overview of the crop model STICS*. European Journal of Agronomy, 18, 309-332.
- Cela, S.; Berenguer, P.; Santiveri, P.; Ballesta, A. y Lloveras, J. 2008. *Ensayo comparativo de distintas fuentes de nitrógeno en un cultivo de maíz en regadío*. Vida Rural, nº 274, 5 pp.
- Constantin, J.; Beaudoin, N.; Laurent, F.; Cohan, J.P.; Duyme, F. y Mary, B. 2010. *Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization*. Plant and Soil, 341(1-2), 137-154.
- De Haro, J.M.; Vanderlinden, K.; Gómez, J.A. y Giráldez, J.V. 1998. *Medida de la conductividad hidráulica saturada del suelo mediante el infiltómetro de Philip-Dunne*. Dentro de: González, A. y Romero, E. (eds.). Progresos en la Investigación en la Zona no Saturada. Universidad de Huelva. Huelva. 129-147.
- Díez, J.A.; Arauzo, M. Hernaiz, P.J.; Sanz, A. y Vallejo, A. 2010. *Comparison of nitrification inhibitors to restrict nitrate leaching in a maize crop irrigated under Mediterranean conditions*. Spanish Journal of Agricultural Research, 8(2), 481-492.
- Díez-López, J.A.; Hernaiz-Algarra, P.; Arauzo-Sánchez, M. y Carrasco-Martín, I. 2008. *Effect of a nitrification inhibitor (DMPP) on nitrate leaching and maize yield during two growing seasons*. Spanish Journal of Agricultural Research, 6(2), 294-303.
- Domingo-Olivé, F.; Rosselló, A. y Serra, J. 2005. *Mesura de la mineralització de N del sòl. Implicacions en la gestió del N en blat de moro*. Dentro de: ICEA (ed.) La gestió del nitrogen a l'agricultura. Seminari de la Institució Catalana d'Estudis Agraris (ICEA). Barcelona. 15-20.
- Domingo-Olivé, F.; Parramon-Ramos, B.; Serra-Gironella, J.; Boixadera-Llobet, J.; Roselló-Martínez, A. y Teixidor Albert, N. 2007. *N mineralization from soil and manure under rainfed Mediterranean conditions*. Dentro de: Bosch, A.D.; Teira, M.R. y Villar, J.M. (eds.) Towards a better efficiency in N use (15th Nitrogen Workshop). Ed. Milenio. Lleida. 170-172.

- Hofman, G. y van Cleemput, O.** 2001. *Gaseous N losses from field crops*. Dentro de: Rahn, C.R., Lillywhite, R.D., De Neve, S., Fink, M., Ramos, C. (eds.). Proceedings of International Conference on Environmental Problems Associated with Nitrogen Fertilisation of Field Grown Vegetable Crops. Acta Horticulturae (ISHS) 563. Postdam. 155-162.
- Justes, E.; Dorsainvil, F.; Brisson, N.; Ripoche, D.; Thiébau, P. y Mary, B.** 2001. *Evaluation and improvement of the soil-crop model STICS for predicting water and nitrogen budgets during fallow period between two main crops or under catch crops*. Proceedings of the 2nd International Symposium on Modelling Cropping System. 67-68. Florencia. 16 -18 de Julio.
- Justes, E.** 2003. *Comunicación personal*. Visita a la Estación Experimental d'Auzeville del INRA (Institut National de la Recherche Agronomique). Toulouse (Francia).
- Justes, E.; Mary, B. y Nicolardot, B.** 2009. *Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues*. Plant and Soil, 325(1), 171-185.
- Kurunc, A.; Ersahin, S.; Yetgin, Uz.; Sonmez, N.K.; Uz, I.; Kaman, H.; Bacalan, G.E. y Emekli, Y.** 2011. *Identification on nitrate leaching hot spots in a large area with constrasting soil texture and management*. Agricultural Water Management, 98(6), 1013-1019.
- Leonard, R.A.; Knisel, W.G. y Still, D.A.** 1987. *GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems*. Transactions of the ASAE, 30, 1403-1418.
- Lewan, E.** 1994. *Effects of a catch crop on leaching of nitrogen from a sandy soil: Simulations and measurements*. Plant and Soil, 166(1), 137-152.
- Linzmeier, W.; Guster, R. y Schmidhalter, U.** 2001. *Nitrous oxide emission from soil and from a nitrogen-15-labelled fertilizer with the new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP)*. Biology and Fertility of Soils, 34, 103-108.
- Liu, X.J.; Mosier, A.R.; Halvorson, A.D. y Zhang, F.S.** 2005. *Tillage and nitrogen application effects on nitrous and nitric oxide emissions from irrigated corn fields*. Plant and Soil, 276, 235-249.
- Liu, H.L.; Yang, J.Y.; Tan, C.S.; Drury, C.F.; Reynolds, W.D.; Zhang, T.Q.; Bai, Y. L., Jin, J.; He, P. y Hoogenboom, G.** 2011. *Simulating water content, crop yield and nitrate-N loss under free and controlled tile drainage with subsurface irrigation using DSSAT model*. Agricultural Water Management, 98(6), 1105-1111.
- MAFF.** 2002. *Soil water storage capacity and available soil moisture. Water conservation factsheet* [en línea]. Ministry of Agriculture, Food and Fisheries. British Columbia. Abbotsford, BC. Accesible en: [<http://www.agf.gov.bc.ca/resmgmt/publist/600Series/619000-1.pdf>]. Fecha de consulta: 17/03/2011.
- Mahmood, T.; Malik, K.A.; Shamsi, S.R.A. y Sajjad, M.I.** 1998. *Denitrification and total N losses from an irrigated sandy-clay loam under maize-wheat cropping system*. Plant and Soil, 199, 239-250.
- Mailhol, J.C.; Ruelle, P. y Nemeth, I.** 2001. *Impact of fertilisation practices on nitrogen leaching under irrigation*. Irrigation Science, 20, 139-147.
- Mailhol, J.C.** 2003. *Validation of a predictive form of Horton infiltration for simulating furrow irrigation*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 129(6), 412-421.
- Martínez, J. y Guiraud, G.** 1990. *A lysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop*. Journal of Soil Science, 41(1), 5-16.

- Mary, B.; Beaudoin, N.; Justes, E. y Machet, J.M.** 1999. *Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model*. European Journal of Soil Science, 50, 549-566.
- Moreno, F.; Cayuela, J.A.; Fernández, J.E.; Fernández-Boy, E.; Murillo, J.M. y Cabrera, F.** 1996. *Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain*. Agricultural Water Management, 32, 71-83.
- Mualem, Y.** 1976. *A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media*. Water Resources Research, 12, 513-522.
- Muñoz-Carpena, R.; Regalado, C.M.; Álvarez-Benedí, J. y Bartoli F.** 2002. *Field evaluation of the new Philip-Dunne permeameter for measuring saturated hydraulic conductivity*. Soil Science, 167 (1), 9-24.
- Poch, R.; Mailhol, J. C.; Candela, L. y Ramírez de Cartagena, F.** 2005a. *Estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos en suelos agrícolas: ¿enfoque numérico o funcional?*. Dentro de: Samper Calvete, F.J y Paz González (eds.). Estudios de la Zona no Saturada del Suelo, vol. VII. A Coruña. 177-184.
- Poch, R.; Ramírez de Cartagena, F. y Candela, L.** 2005b. *Calibratge i validació del model STICS v.4 en escenaris de producció de blat de moro (Zea mays L.) en reg per superfície al Baix Empordà*. Comunicaciones del seminario “La gestió del nitrogen a l’agricultura”. Institució Catalana d’Estudis Agraris (ICEA). Barcelona. 67-73.
- Ramos, C. y Kücke, M.** 1999. *Revisión crítica de los métodos de medida de la lixiviación de nitrato en suelos agrícolas*. En: Estudios en la Zona no Saturada del Suelo, vol. IV. Eds.: Muñoz-Carpena, R.; Ritter, A. y Tascón, C. 25-32. ICIA: La Laguna.
- Ritchie, S.W.; Hanway, J.J. y Benson, G.O.** 1993. *How a corn plant develops* [fuera de línea]. Special Report n° 48. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service. Ames. Accesible en: [<http://maize.agron.iastate.edu/corntitle.html>]. Fecha de consulta: 23/01/2006.
- Sainz-Rozas, H.R.; Echeverría, H.E. y Picone, L.I.** 2001. *Denitrification in maize under no-tillage: effect of nitrogen rate and application time*. Soil Science Society of America Journal, 65, 1314-1323.
- Sainz-Rozas, H.R.; Echeverría, H.E. y Barbieri, P.A.** 2004. *Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize*. Agronomy Journal, 96, 1622-1631.
- Saxton, K.E.; Rawls, W.J.; Romberger, J.S. y Papendick, R.I.** 1986. *Estimating generalized soil-water characteristics from texture*. Soil Science Society of America Journal, 50(4), 1031-1036.
- Saxton, K.E. y Rawls, W.** 2006. *Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions*. Soil Science Society of America Journal, 70, 1569-1578.
- Saxton, K.E. y Rawls, W.** 2007. *Soil Water Characteristics. Hydraulic properties calculator* [en línea]. Washington State University. Department of Agriculture. Washington DC. Accesible en: [<http://hydrolab.arsusda.gov/soilwater/Index.htm>]. Fecha de consulta: 17/03/2011.
- Schaap, M.G.; Feike, J.; Leij, F.J. y van Genuchten, M.Th.** 2001. *ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions*. Journal of Hydrology, 251, 163-176.

- Serna, M.D.; Bañuls, J.; Quiñones, A.; Primomillo, E. y Legaz, F.** 2000. *Evaluation of 3,4-dimethylpyrazole phosphate as a nitrification inhibitor in a Citrus cultivated soil.* *Biology and Fertility of Soils*, 32, 41-46.
- Serra, J.; Teixidor, N.; Domingo, F. y Boixadera, J.** 2002. *Evolució dels continguts en nitrogen nítric del sòl al llarg del conreu de blat de moro (Zea mays L.) a la plana baixa del Ter, amb reg per superfície.* Jornada d'estudi: L'estat de la gestió dels sòls a Catalunya. Institució Catalana d'Estudis Agraris (ICEA). Barcelona. 22 de novembre.
- Severson, R.** 2006. *What is your soil moisture situation?* [en línia]. Extension Service. University of Minnesota. Crookston. Accesible en: [<http://www.agnesonline.com/SoilMoisture.pdf>]. Fecha de consulta: 17/03/2011.
- Simunek, J.; Sejna, M. y van Genuchten, M.Th.** 1998. *The HYDRUS-1D software package for simulating one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.02.* IGWMC – TPS – 70. Colorado School of Mines. Golden. Colorado. 202 pp.
- Simunek, J.; Sejna, M. y van Genuchten, M.Th.** 1999. *The HYDRUS-2D software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 2.0.* IGWMC – TPS – 53. International Ground Water Modeling Center. Colorado School of Mines. Golden. Colorado. 251 pp.
- Simunek, J.; van Genuchten, M.Th. y Sejna, M.** 2005. *The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variability Saturated Media, Version 3.0.* Department of Environmental Sciences University of California Riverside, Riverside, California, USA. 270 pp.
- Stöckle, C.O.; Donatelli, M. y Nelson, R.L.** 2003. *Cropsyst, a cropping systems simulation model.* *European Journal of Agronomy*, 18, 289-307.
- Teira-Esmatges, M.R.; van Cleemput, O. y Porta-Casanellas, J.** 1998. *Fluxes of nitrous oxide and molecular nitrogen from irrigated soils of Catalonia (Spain).* *Journal of Environmental Quality*, 27, 687-697.
- Thorup-Kristensen, K.** 1994. *The effect of nitrogen catch crop species on the nitrogen nutrition of succeeding crops.* *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 37(3), 227-234.
- Thorup-Kristensen, K. y Nielsen, N.E.** 1998. *Modelling and measuring the effect of nitrogen catch crops on the nitrogen supply for succeeding crops.* *Plant and Soil*, 203(1), 79-89.
- van Genuchten, M.Th.** 1980. *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils.* *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892-898.
- van Groenigen, J.W.; Kasper, G.J.; Velthof, G.L.; van den Pol-van Dasselaar, A. y Kuikman, P.J.** 2004. *Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications.* *Plant and Soil*, 263, 101-111.
- Vereecken, H.; Maes, J.; Feyen, J. y Darius, P.** 1989. *Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density, and carbon content.* *Soil Science*, 148(6), 389-403.
- Vereecken, H.; Maes, J. y Feyen, J.** 1990. *Estimating unsaturated hydraulic conductivity from easily measured soil properties.* *Soil Science*, 149(1), 1-12.
- Vos, J. y van der Putten, P.E.L.** 1997. *Field observations on nitrogen catch crops. I. Potential and actual growth and nitrogen accumulation in relation to sowing date and crop species.* *Plant and Soil*, 195(2), 299-309.
- Vos, J. y van der Putten, P.E.L.** 2001. *Field observations on nitrogen catch crops. III. Transfer of nitrogen to the succeeding main crop.* *Plant and Soil*, 236(2), 263-273.

CAPÍTULO VII.

CONCLUSIONES GENERALES E INVESTIGACIONES FUTURAS

7.1. CONCLUSIONES GENERALES

Las conclusiones generales que se obtienen de la presente tesis doctoral se relacionan en los siguientes puntos:

I. En relación al comportamiento del riego por superficie en surcos:

- El riego 1 se comporta de forma muy diferente al resto de riegos realizados (2 a 5) durante la campaña de riegos; el paso del agua por primera vez sobre los surcos recién conformados implican velocidades de avance lentas, elevadas tasas de infiltración, mayor variabilidad en el avance del agua en los surcos (tanto más cuánto más alejada de la cabecera del surco) y dosis de agua infiltradas totales del orden del doble respecto al resto de riegos.
- Las condiciones del medio (sección transversal del surco, infiltración, compactación y rugosidad del suelo) donde se desarrolla el riego son variables e influyen en el comportamiento del riego aumentando, en general, su variabilidad.
- Las dosis totales de agua aplicadas durante las campañas experimentales evaluadas no han superado en ningún caso el 75% de las necesidades teóricas del cultivo; aparentemente este hecho no ha tenido repercusión sobre el rendimiento final del cultivo de maíz.

II. En relación a la simulación del riego por superficie en surcos:

- Los códigos RAIEOPT -para la determinación de la función de infiltración media en un surco de riego- y SIMRAIE -para la predicción del proceso de avance-infiltración en un evento de riego- basados en la función de infiltración de Horton han sido más idóneos que los códigos EVASUP2 y SIMRAIE basados en la función de infiltración de Kostikov-Lewis simple; la mayor simplicidad de las medidas a tomar en campo, la correspondencia de los parámetros de los modelos con parámetros físicos del suelo, su menor sensibilidad al modelo y, en definitiva, los mejores ajustes de las variables observadas en los eventos de riego avalan esta afirmación.
- Los perfiles longitudinales de las dosis de agua infiltradas simuladas en los surcos de riego son prácticamente horizontales; este hecho supone que, para el caso estudiado, la metodología de la $Z_{inf} pond$ sea más idónea que los códigos SIRMOD y SIMRAIE evaluados.

III. En relación a la evaluación agronómica del suelo y las experiencias con fertilización nitrogenada realizadas en maíz:

- La clase textural del suelo no influye en el rendimiento del cultivo excepto en una región de la parcela experimental con altos contenidos de arena definida como *quemador*.
- La densidad de plantas emergidas obtenida en la campaña 2004 fue superior a la de la campaña anterior, hecho que afectó a la interpretación de los resultados agronómicos entre campañas experimentales, p.e. el índice de área foliar (*LAF*), la

producción de biomasa total ($BioT_{0\%}$), el rendimiento productivo ($BioG_{0\%}$) en grano o las extracciones de nitrógeno del suelo por parte del cultivo (ENC).

- La respuesta agronómica del cultivo a los tratamientos de fertilización nitrogenada muestra diferencias estadísticamente significativas a partir del segundo año de experimentación en el que el cultivo sin fertilización nitrogenada (N0) tiene un rendimiento en grano un 39% menor que la media del resto de tratamientos (con alguna aportación de nitrógeno).
- No se observan diferencias estadísticamente significativas en los índices productivos del maíz entre los tratamientos con aportación de 210 kg N/ha (N1) y con aportación de 500 kg N/ha (N2) ni entre los tratamientos con fertilizante convencional (T1) y con fertilizante de liberación gradual (T2).
- Las pérdidas de nitrógeno por lixiviación van asociadas a períodos de drenaje de agua por debajo la profundidad enraizable del cultivo; se detectaron dos períodos con pérdidas de nitrógeno por lixiviación (invierno 2003-04 y verano 2004); las cantidades de N_{lix} fueron proporcionales al contenido de nitrógeno del suelo al inicio del período.
- No se produce drenaje ni pérdidas de nitrógeno por lixiviación durante el período de riegos en ninguna campaña experimental.

IV. En relación a la simulación del sistema suelo-planta-atmósfera en cultivo de maíz:

- El código STICS es calibrado y validado de forma satisfactoria en diferentes escenarios representativos de las prácticas habituales del área de estudio en maíz con fertilización nitrogenada mineral; se precisa validar más ampliamente el código en condiciones de estrés hídrico.
- El uso del código STICS permite conocer la evolución temporal de los principales índices productivos del maíz y de los contenidos de agua y nitrógeno en el suelo en escenarios con y sin cultivo; su uso permite determinar falta de representatividad de las medidas tomadas en campo (caso de la campaña 2003).
- STICS tiende, de media, a sobreestimar los riesgos de lixiviación de nitratos en los suelos analizados.
- STICS e HYDRUS-1D se comportan de forma similar en la simulación de las dinámicas de agua y nitrógeno en un suelo sin cultivo; HYDRUS-1D simula en un mismo escenario experimental, sin embargo, un 12,5% más de nitrógeno lixiviado que el código STICS hecho que se atribuye al enfoque numérico del primer código respecto al enfoque funcional del segundo.

7.2. INVESTIGACIONES FUTURAS

A continuación se proponen futuros ámbitos de investigación derivados del trabajo realizado en la presente tesis doctoral:

- Referente al sistema de riego, actualmente la tendencia actual en la modernización de regadíos existentes -como lo son actualmente los regadíos del Empordà- es la de sustituir los riegos por superficie por riegos presurizados. En maíz algunos autores apuntan al riego localizado por superficie, con indiscutible control sobre las variables de riego y, por tanto, muy eficiente y con mucho potencial en parcelas de longitudes muy largas.
- En lo referente al estudio del monocultivo de maíz se considera interesante insistir en la validación del código STICS para ampliar su aplicabilidad a nuevos escenarios. En la zona del Empordà existe un exceso de purines y estiércol procedentes de las granjas de la zona. Calibrar y validar STICS en escenarios con fertilización orgánica permitiría disponer de una herramienta complementaria a las experiencias que se llevan a cabo actualmente en esta disciplina en la zona. También se considera interesante ampliar el rango de validación de código STICS en escenarios sometidos a déficit hídrico, tal como se ha apuntado en la presente tesis doctoral.
- Por otro lado, aunque existen muchos estudios al respecto e incluso algunos en el área estudiada, se considera importante profundizar en la repercusión del uso y manejo de cultivos captadores de nitrógeno en los períodos intercultivo del maíz. Llevar a cabo esta práctica adecuadamente permite reducir el nitrógeno potencialmente lixiviable del suelo en épocas con una alta probabilidad de producirse drenaje en éste. Es, en definitiva, una práctica orientada a reducir la lixiviación de nitrógeno y que contribuye a la sostenibilidad ambiental de la agricultura.
- Finalmente, otro aspecto que se considera interesante apuntar, a pesar de no tratarse estrictamente de una nueva línea de investigación, es la promoción del uso de los códigos de simulación entre la comunidad científica que trabaja actualmente en la gestión de la fertilización nitrogenada. Su uso permitiría disponer de herramientas complementarias a la experimentación clásica que se está llevando a cabo actualmente en Catalunya.

CAPÍTULO VIII.

ANEJOS

ÍNDICE del CAPÍTULO VIII

8.1. CLASES TEXTURALES DE LA PARCELA EXPERIMENTAL.....	337
8.2. CONTENIDOS CARACTERÍSTICOS DE AGUA EN SUELO DE LA PARCELA EXPERIMENTAL	339
8.3. ÍNDICES DE RENDIMIENTO DEL MAÍZ.....	341
8.4. CONTENIDO DE NITRÓGENO EN EL SUELO (CNS)	343
8.5. BALANCE DE NITRÓGENO DEL SUELO.....	345
8.6. CONTENIDO DE AGUA EN EL SUELO (CAS)	369
8.7. REGISTROS CLIMÁTICOS EN LA PARCELA EXPERIMENTAL.....	373
8.8. PARÁMETROS DE SIMULACIÓN DE LOS ESCENARIOS EXPERIMENTALES CON EL CÓDIGO STICS.....	389

ÍNDICE de TABLAS

Tabla VIII 1. Fracciones granulométricas, en porcentaje relativo (%), según la clasificación USDA simple de los 4 horizontes analizados en los 16 puntos de medida de la parcela experimental.	337
Tabla VIII 2. Contenidos característicos de agua al suelo, en porcentaje (%) (cm^3 de agua/ 100 cm^3 de suelo), en los 4 horizontes analizados de los 16 puntos de medida de la parcela experimental.	339
Tabla VIII 3. Índices productivos del maíz en la parcela experimental al final de la campaña experimental 2003.	341
Tabla VIII 4. Índices productivos del maíz en la parcela experimental al final de la campaña experimental 2004.	342
Tabla VIII 5. Contenido de nitrógeno en el suelo (CNS), en kg N/ha, en los horizontes analizados de los tratamientos experimentales realizados en la parcela experimental durante la campaña 2003.	343
Tabla VIII 6. Contenido de nitrógeno en el suelo (CNS), en kg N/ha, en los horizontes analizados de los tratamientos experimentales realizados en la parcela experimental durante la campaña 2004.	344
Tabla VIII 7. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003).	345
Tabla VIII 8. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el invierno 2003-04 (del 21 de agosto del 2003 al 16 de marzo del 2004).	353
Tabla VIII 9. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre del 2004).	361
Tabla VIII 10. Contenido de agua en el suelo (CAS), en mm, en los horizontes analizados de los tratamientos experimentales realizados en la parcela experimental durante la campaña 2004.	369
Tabla VIII 11. Datos climáticos registrados en la estación climática de la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia (La Tallada d'Empordà) durante el año 2003.	373
Tabla VIII 12. Datos climáticos registrados en la estación climática de la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia (La Tallada d'Empordà) durante el año 2004.	381

8.1. CLASES TEXTURALES DE LA PARCELA EXPERIMENTAL

Tabla VIII 1. Fracciones granulométricas, en porcentaje relativo (%), según la clasificación USDA simple de los 4 horizontes analizados en los 16 puntos de medida de la parcela experimental.

Tratamiento	Región	Profundidad (cm)	Fracciones granulométricas (%)			Clase textural USDA simple
			Arcilla	Limo	Arena	
<i>C_{BM}</i>		0 - 30	16,61	54,64	28,76	Franco Limosa
		30 - 60	17,63	39,03	43,34	Franca
		60 - 90	12,10	30,41	57,48	Franco Arenosa
		90 - 120	7,71	22,21	70,08	Franco Arenosa
<i>N1T1</i>	<i>INI</i>	0 - 30	9,70	65,52	24,79	Franco Limosa
		30 - 60	10,37	52,55	37,08	Franco Limosa
		60 - 90	4,17	42,95	52,88	Franco Arenosa
		90 - 120	13,99	10,08	75,92	Franco Arenosa
	<i>MED</i>	0 - 30	15,01	63,60	21,39	Franco Limosa
		30 - 60	19,28	68,61	12,11	Franco Limosa
		60 - 90	26,38	63,94	9,68	Franco Limosa
		90 - 120	15,91	67,41	16,68	Franco Limosa
	<i>FIN</i>	0 - 30	14,40	57,22	28,38	Franco Limosa
		30 - 60	19,24	69,96	10,79	Franco Limosa
		60 - 90	15,66	72,14	12,20	Franco Limosa
		90 - 120	13,95	73,87	12,19	Franco Limosa
<i>N1T2</i>	<i>INI</i>	0 - 30	18,10	62,66	19,24	Franco Limosa
		30 - 60	20,83	67,62	11,56	Franco Limosa
		60 - 90	13,21	69,99	16,80	Franco Limosa
		90 - 120	14,26	50,75	34,99	Franco Limosa
	<i>MED</i>	0 - 30	16,35	62,26	21,39	Franco Limosa
		30 - 60	19,78	70,06	10,16	Franco Limosa
		60 - 90	16,23	64,61	19,16	Franco Limosa
		90 - 120	13,84	81,12	5,04	Limosa
	<i>FIN</i>	0 - 30	13,89	78,50	7,62	Franco Limosa
		30 - 60	10,97	87,17	1,86	Limosa
		60 - 90	8,64	90,24	1,12	Limosa
		90 - 120	17,35	81,09	1,56	Franco Limosa
<i>N0</i>	<i>INI</i>	0 - 30	13,46	64,80	21,75	Franco Limosa
		30 - 60	19,34	59,94	20,72	Franco Limosa
		60 - 90	14,35	63,11	22,54	Franco Limosa
		90 - 120	17,60	70,09	12,31	Franco Limosa
	<i>MED</i>	0 - 30	16,08	58,47	25,45	Franco Limosa
		30 - 60	15,27	47,96	36,77	Franca
		60 - 90	15,26	60,71	24,03	Franco Limosa
		90 - 120	16,88	67,22	15,90	Franco Limosa
	<i>FIN</i>	0 - 30	11,96	63,34	24,70	Franco Limosa
		30 - 60	12,63	63,55	23,82	Franco Limosa
		60 - 90	12,92	54,73	32,36	Franco Limosa
		90 - 120	9,34	47,08	43,58	Franca

Tabla VIII 1. Fracciones granulométricas, en porcentaje relativo (%), según la clasificación USDA simple de los 4 horizontes analizados en los 16 puntos de medida de la parcela experimental. (continuación)

Tratamiento	Región	Profundidad (cm)	Fracciones granulométricas (%)			Clase textural USDA simple
			Arcilla	Limo	Arena	
N2T1	<i>INI</i>	0 - 30	18,25	78,09	3,66	Franco Limosa
		30 - 60	14,57	82,38	3,05	Franco Limosa
		60 - 90	19,71	78,54	1,75	Franco Limosa
		90 - 120	13,22	74,72	12,07	Franco Limosa
	<i>MED</i>	0 - 30	16,40	70,99	12,61	Franco Limosa
		30 - 60	20,92	77,17	1,91	Franco Limosa
		60 - 90	14,82	71,39	13,78	Franco Limosa
		90 - 120	2,67	72,37	24,95	Franco Limosa
	<i>FIN</i>	0 - 30	13,17	62,77	24,06	Franco Limosa
		30 - 60	15,81	56,26	27,93	Franco Limosa
		60 - 90	12,14	51,45	36,40	Franco Limosa
		90 - 120	5,80	35,93	58,27	Franco Arenosa
N2T2	<i>INI</i>	0 - 30	20,03	55,49	24,48	Franco Limosa
		30 - 60	13,71	65,37	20,92	Franco Limosa
		60 - 90	13,70	58,06	28,23	Franco Limosa
		90 - 120	9,67	55,72	34,61	Franco Limosa
	<i>MED</i>	0 - 30	12,46	56,08	31,47	Franco Limosa
		30 - 60	11,51	51,84	36,65	Franco Limosa
		60 - 90	8,02	52,03	39,95	Franco Limosa
		90 - 120	8,08	49,51	42,40	Franca
	<i>FIN</i>	0 - 30	13,58	59,70	26,72	Franco Limosa
		30 - 60	14,20	59,46	26,34	Franco Limosa
		60 - 90	13,64	51,41	34,96	Franco Limosa
		90 - 120	13,86	60,95	25,19	Franco Limosa

8.2. CONTENIDOS CARACTERÍSTICOS DE AGUA EN SUELO DE LA PARCELA EXPERIMENTAL

Tabla VIII 2. Contenidos característicos de agua al suelo, en porcentaje (%) (cm^3 de agua/ 100 cm^3 de suelo), en los 4 horizontes analizados de los 16 puntos de medida de la parcela experimental.

Tratamiento	Región	Profundidad (cm)	Contenidos característicos de agua del suelo (%)		
			$\theta_{v,pmp}^{(1)}$	$\theta_{v,cc}^{(2)}$	$\theta_{v,sat}^{(1)}$
<i>C_BM</i>		0 - 30	11,2	29,3	43,0
		30 - 60	11,7	30,0	40,3
		60 - 90	9,6	31,2	41,0
		90 - 120	7,8	33,4	40,5
<i>N1T1</i>	<i>INI</i>	0 - 30	9,5	28,9	42,3
		30 - 60	9,3	29,7	39,6
		60 - 90	7,2	22,8	40,2
		90 - 120	10,4	17,5	41,2
	<i>MED</i>	0 - 30	10,5	34,5	42,8
		30 - 60	11,6	32,6	40,5
		60 - 90	14,5	34,8	42,4
		90 - 120	10,8	32,7	41,4
	<i>FIN</i>	0 - 30	10,3	27,5	42,8
		30 - 60	11,6	33,6	40,5
		60 - 90	10,7	33,0	41,3
		90 - 120	10,2	34,3	41,2
<i>N1T2</i> ⁽³⁾	<i>INI</i>	0 - 30	11,4	31,0	43,1
		30 - 60	12,3	33,1	40,6
		60 - 90	10,0	33,9	41,1
		90 - 120	10,3	33,5	41,2
	<i>MED</i>	0 - 30	10,8	31,0	43,0
		30 - 60	11,6	33,1	40,5
		60 - 90	10,8	33,9	41,4
		90 - 120	10,2	33,5	41,2
	<i>FIN</i>	0 - 30	10,2	31,0	42,7
		30 - 60	9,7	33,1	39,6
		60 - 90	9,5	33,9	40,6
		90 - 120	11,0	33,5	41,5

⁽¹⁾ valores determinados a partir de funciones de edafotransferencia; ⁽²⁾ valores calculados del muestreo de campo; ⁽³⁾ valores extrapolados de los tratamientos muestreados (ver apartado 4.3.1.3) según clasificación por subgrupos (ver apartado 6.4.1.2).

Tabla VIII 2. Contenidos característicos de agua al suelo, en porcentaje (%) (cm^3 de agua/ 100 cm^3 de suelo), en los 4 horizontes analizados de los 16 puntos de medida de la parcela experimental. (continuación)

Tratamiento	Región	Profundidad (cm)	Contenidos característicos de agua del suelo (%)		
			$\theta_{v,pmp}^{(1)}$	$\theta_{v,cc}^{(2)}$	$\theta_{v,sat}^{(1)}$
N0	INI	0 - 30	10,0	31,0	42,7
		30 - 60	11,7	31,9	40,5
		60 - 90	10,3	34,0	41,2
		90 - 120	11,3	34,3	41,5
	MED	0 - 30	10,8	29,7	42,9
		30 - 60	10,6	29,4	40,1
		60 - 90	10,5	31,7	41,3
		90 - 120	11,0	35,8	41,5
	FIN	0 - 30	9,8	29,2	42,5
		30 - 60	10,0	31,2	39,8
		60 - 90	10,0	31,8	41,1
		90 - 120	8,9	29,7	40,7
N2T1 ⁽³⁾	INI	0 - 30	11,3	31,0	43,1
		30 - 60	10,5	33,1	40,0
		60 - 90	11,9	33,9	41,7
		90 - 120	10,0	33,5	41,1
	MED	0 - 30	10,7	31,0	43,0
		30 - 60	12,3	33,1	40,6
		60 - 90	10,5	33,9	41,2
		90 - 120	9,0	33,5	40,0
	FIN	0 - 30	10,0	29,3	42,6
		30 - 60	10,8	30,0	40,1
		60 - 90	9,8	31,2	41,0
		90 - 120	7,6	33,4	40,3
N2T2	INI	0 - 30	12,1	30,8	43,3
		30 - 60	10,3	31,8	39,9
		60 - 90	10,3	31,8	41,1
		90 - 120	9,3	32,3	40,7
	MED	0 - 30	9,8	28,4	42,6
		30 - 60	9,8	26,7	39,7
		60 - 90	8,8	26,3	40,6
		90 - 120	8,7	31,5	40,6
	FIN	0 - 30	10,3	28,7	42,7
		30 - 60	10,3	31,2	40,0
		60 - 90	10,3	33,3	41,1
		90 - 120	10,3	36,5	41,2

⁽¹⁾ valores determinados a partir de funciones de edafotransferencia; ⁽²⁾ valores calculados del muestreo de campo; ⁽³⁾ valores extrapolados de los tratamientos muestreados (ver apartado 4.3.1.3) según clasificación por subgrupos (ver apartado 6.4.1.2).

8.3. ÍNDICES DE RENDIMIENTO DEL MAÍZ

Tabla VIII 3. Índices productivos del maíz en la parcela experimental al final de la campaña experimental 2003.

Tratamiento	Repetición	D_{pl} (plantas/ha)	Biomasa (Mg/ha)			$BioG_{14\%}$ (Mg/ha)	$PG_{HECT-14\%}$ (kg/Hl)	$PG_{1000G-14\%}$ (g)	GE	$GM2$	IC (g grano/ g biomasa)
			$BioV_{0\%}+$ $BioR_{0\%}$	$BioG_{0\%}$	$BioT_{0\%}$						
N1T1	<i>INI</i>	67.123	12,713	9,015	21,728	10,483	73,54	339,7	453	3044	0,41
	<i>MED</i>	72.603	16,963	15,428	32,391	17,940	69,37	385,4	633	4596	0,48
	<i>FIN</i>	63.014	11,523	12,168	23,690	14,149	69,38	409,9	540	3404	0,51
N1T2	<i>INI</i>	54.795	10,318	9,852	20,170	11,456	73,85	385,6	535	2933	0,49
	<i>MED</i>	69.863	15,579	13,701	29,281	15,932	72,98	416,9	540	3774	0,47
	<i>FIN</i>	64.384	16,006	13,967	29,973	16,241	74,39	401,7	620	3991	0,47
N0	<i>INI</i>	67.123	12,512	10,934	23,446	12,714	69,81	410,5	456	3057	0,47
	<i>MED</i>	63.014	12,946	12,155	25,102	14,134	69,16	424,1	522	3291	0,48
	<i>FIN</i>	72.603	12,188	15,607	27,795	18,147	73,90	376,5	656	4764	0,56
N2T1	<i>INI</i>	67.123	13,628	10,941	24,569	12,722	60,68	429,2	436	2929	0,45
	<i>MED</i>	69.863	13,851	13,731	27,582	15,966	63,53	413,5	546	3817	0,50
	<i>FIN</i>	69.863	15,944	13,706	29,650	15,937	65,83	392,9	576	4023	0,46
N2T2	<i>INI</i>	67.123	10,485	12,507	22,992	14,543	73,36	409,7	522	3503	0,54
	<i>MED</i>	63.014	14,445	13,068	27,513	15,196	72,26	382,9	622	3916	0,47
	<i>FIN</i>	73.973	16,886	14,566	31,452	16,937	72,54	380,9	594	4395	0,46

D_{pl} es la densidad de plantación; $BioV_{0\%}$ es la biomasa de la parte vegetativa al 0% de humedad; $BioR_{0\%}$ es la biomasa de la rassa al 0% de humedad; $BioG_{0\%}$ y $BioG_{14\%}$ es la biomasa del grano al 0% y al 14% de humedad respectivamente; $PG_{HECT-14\%}$ es el peso hectolítrico del grano al 14% de humedad; $PG_{1000G-14\%}$ es el peso de 1000 granos al 14% de humedad; GE es el número de granos por espiga; $GM2$ es el número de granos por metro cuadrado y IC es el índice de cosecha (ver fórmulas al apartado 4.3.3.4.4).

Tabla VIII 4. Índices productivos del maíz en la parcela experimental al final de la campaña experimental 2004.

Tratamiento	Repetición	D_{pl} (plantas/ha)	Biomasa (Mg/ha)			$BioG_{14\%}$ (Mg/ha)	$PG_{HECT-14\%}$ (kg/Hl)	$PG_{1000G-14\%}$ (g)	GE	$GM2$	IC (g grano/ g biomasa)
			$BioV_{0\%+}$ $BioR_{0\%}$	$BioG_{0\%}$	$BioT_{0\%}$						
N1T1	<i>INI</i>	84.247	14,064	9,107	23,171	10,590	75,78	328,9	382	3220	0,39
	<i>MED</i>	81.507	14,800	15,382	30,182	17,886	72,07	432,3	508	4137	0,51
	<i>FIN</i>	84.932	14,981	14,776	29,756	17,181	69,31	448,3	451	3833	0,50
N1T2	<i>INI</i>	81.507	15,137	13,052	28,188	15,176	76,22	428,1	435	3545	0,46
	<i>MED</i>	83.562	16,921	16,025	32,946	18,634	71,08	427,0	522	4364	0,49
	<i>FIN</i>	84.932	16,710	15,862	32,572	18,444	70,67	451,0	481	4089	0,49
N0	<i>INI</i>	77.397	11,538	10,542	22,080	12,258	74,67	366,6	432	3343	0,48
	<i>MED</i>	84.247	13,237	8,791	22,028	10,222	70,84	352,9	344	2897	0,40
	<i>FIN</i>	80.822	10,809	7,538	18,347	8,765	73,40	333,6	325	2627	0,41
N2T1	<i>INI</i>	81.507	15,598	14,067	29,664	16,357	70,03	457,2	439	3578	0,47
	<i>MED</i>	85.616	15,745	14,684	30,429	17,074	69,75	445,1	448	3836	0,48
	<i>FIN</i>	86.301	17,303	14,500	31,802	16,860	72,09	455,6	429	3700	0,46
N2T2	<i>INI</i>	84.247	15,735	15,659	31,393	18,208	68,86	449,4	481	4052	0,50
	<i>MED</i>	82.877	15,697	14,230	29,926	16,546	70,86	453,4	440	3649	0,48
	<i>FIN</i>	84.247	16,059	13,207	29,266	15,357	75,40	462,2	394	3322	0,45

D_{pl} es la densidad de plantación; $BioV_{0\%}$ es la biomasa de la parte vegetativa al 0% de humedad; $BioR_{0\%}$ es la biomasa de la rassa al 0% de humedad; $BioG_{0\%}$ y $BioG_{14\%}$ es la biomasa del grano al 0% y al 14% de humedad respectivamente; $PG_{HECT-14\%}$ es el peso hectolítrico del grano al 14% de humedad; $PG_{1000G-14\%}$ es el peso de 1000 granos al 14% de humedad; GE es el número de granos por espiga; $GM2$ es el número de granos por metro cuadrado y IC es el índice de cosecha (ver fórmulas al apartado 4.3.3.4.4).

8.4. CONTENIDO DE NITRÓGENO EN EL SUELO (CNS)

Tabla VIII 5. Contenido de nitrógeno en el suelo (CNS), en kg N/ha, en los horizontes analizados de los tratamientos experimentales realizados en la parcela experimental durante la campaña 2003.

Unidades: kg N/ha	Día juliano: Prof. (cm)	83		190		232	
		24/03/2003		09/07/2003		20/08/2003	
		Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
NIT1							
INI	0 - 30	33,4	33,4	54,3	54,3	97,8	97,8
	30 - 60	29,4	62,8	52,0	106,3	49,6	147,4
	60 - 90	22,8	85,7	70,6	176,9	44,3	191,7
	90 - 120	28,4	114,1	42,4	219,3	54,4	246,1
MED	0 - 30	54,4	54,4	85,2	85,2	80,2	80,2
	30 - 60	30,9	85,2	80,5	165,7	64,6	144,8
	60 - 90	25,0	110,3	56,9	222,5	36,2	181,0
	90 - 120	35,5	145,7	41,2	263,7	34,4	215,4
FIN	0 - 30	40,3	40,3	70,4	70,4	143,0	143,0
	30 - 60	31,6	71,9	78,3	148,7	52,6	195,6
	60 - 90	30,7	102,6	53,7	202,4	26,0	221,6
	90 - 120	46,7	149,3	63,4	265,9	25,6	247,3
NIT2							
INI	0 - 30	52,9	52,9	140,4	140,4	138,3	138,3
	30 - 60	33,1	86,0	46,5	187,0	18,2	156,6
	60 - 90	14,3	100,3	117,1	304,1	41,2	197,7
	90 - 120	25,0	125,3	73,1	377,2	15,6	213,3
MED	0 - 30	39,9	39,9	126,2	126,2	144,3	144,3
	30 - 60	54,6	94,4	140,3	266,5	31,1	175,5
	60 - 90	50,4	144,8	96,0	362,5	43,7	219,1
	90 - 120	33,0	177,8	54,9	417,4	38,3	257,4
FIN	0 - 30	19,9	19,9	156,4	156,4	101,4	101,4
	30 - 60	35,2	55,1	66,9	223,3	47,7	149,2
	60 - 90	26,6	81,7	79,1	302,4	34,8	183,9
	90 - 120	25,4	107,1	80,6	382,9	29,3	213,3
N0							
INI	0 - 30	29,2	29,2	66,4	66,4	28,6	28,6
	30 - 60	90,3	119,6	36,4	102,8	56,1	84,7
	60 - 90	72,8	192,3	101,1	203,9	58,5	143,3
	90 - 120	80,5	272,8	86,5	290,4	51,3	194,5
MED	0 - 30	73,9	73,9	85,8	85,8	47,2	47,2
	30 - 60	84,7	158,6	75,8	161,6	72,7	119,8
	60 - 90	75,1	233,7	107,5	269,1	104,1	224,0
	90 - 120	56,2	289,9	64,9	334,0	52,4	276,3
FIN	0 - 30	67,8	67,8	20,4	20,4	68,4	68,4
	30 - 60	91,2	159,0	22,7	43,1	28,0	96,4
	60 - 90	97,0	256,0	78,2	121,4	0,0	96,4
	90 - 120	68,6	324,5	18,4	139,8	0,0	96,4
N2T1							
INI	0 - 30	30,1	30,1	260,9	260,9	144,5	144,5
	30 - 60	51,0	81,1	104,4	365,3	118,6	263,1
	60 - 90	30,7	111,8	71,3	436,6	33,1	296,2
	90 - 120	29,5	141,4	18,1	454,7	115,6	411,8
MED	0 - 30	37,0	37,0	270,5	270,5	217,2	217,2
	30 - 60	38,0	75,0	54,4	324,9	101,2	318,4
	60 - 90	28,1	103,1	43,7	368,6	35,6	354,0
	90 - 120	36,1	139,2	159,3	527,9	136,9	490,9
FIN	0 - 30	83,5	83,5	285,6	285,6	189,7	189,7
	30 - 60	47,7	131,2	46,2	331,9	68,1	257,8
	60 - 90	87,9	219,1	61,7	393,6	54,0	311,8
	90 - 120	31,9	251,0	91,2	484,8	67,2	379,0
N2T2							
INI	0 - 30	56,8	56,8	145,7	145,7	348,2	348,2
	30 - 60	89,7	146,5	101,9	247,6	109,7	457,9
	60 - 90	82,1	228,6	17,2	264,8	72,1	530,0
	90 - 120	58,1	286,7	14,2	279,0	34,7	564,7
MED	0 - 30	94,8	94,8	173,8	173,8	276,0	276,0
	30 - 60	59,7	154,5	91,7	265,5	84,5	360,5
	60 - 90	74,5	228,9	47,5	312,9	174,4	534,9
	90 - 120	64,9	293,8	31,6	344,5	75,7	610,5
FIN	0 - 30	56,4	56,4	172,4	172,4	295,0	295,0
	30 - 60	75,2	131,6	64,9	237,3	115,4	410,4
	60 - 90	80,5	212,2	49,4	286,8	101,5	511,9
	90 - 120	25,5	237,7	83,8	370,5	102,2	614,1

Tabla VIII 6. Contenido de nitrógeno en el suelo (CNS), en kg N/ha, en los horizontes analizados de los tratamientos experimentales realizados en la parcela experimental durante la campaña 2004.

Unidades: kg N/ha	Día juliano: Prof. (cm)	42		76		139		186		248	
		11/02/2004		16/03/2004		18/05/2004		04/07/2004		04/09/2004	
		Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
NIT1											
INI	0 - 30	48,3	48,3	118,6	118,6	111,5	111,5	108,0	108,0	90,4	90,4
	30 - 60	33,8	82,1	74,2	192,7	90,4	201,9	22,3	130,4	14,6	105,0
	60 - 90	16,9	99,1	32,1	224,8	68,6	270,5	9,1	139,4	15,1	120,1
	90 - 120	12,4	111,5	16,2	241,1	49,2	319,7	14,4	153,9	28,4	148,5
MED	0 - 30	46,9	46,9	80,3	80,3	85,8	85,8	224,5	224,5	75,8	75,8
	30 - 60	42,4	89,2	43,9	124,2	76,6	162,5	29,4	253,9	11,4	87,2
	60 - 90	48,2	137,4	19,7	143,9	60,6	223,1	11,5	265,4	8,0	95,2
	90 - 120	35,6	172,9	61,0	205,0	40,4	263,5	21,3	286,7	4,2	99,4
FIN	0 - 30	59,1	59,1	51,1	51,1	96,7	96,7	124,5	124,5	117,8	117,8
	30 - 60	40,9	100,0	71,4	122,5	107,4	204,1	28,5	152,9	17,0	134,8
	60 - 90	77,2	177,2	64,2	186,7	101,2	305,3	23,0	176,0	4,5	139,2
	90 - 120	36,9	214,1	72,3	258,9	90,5	395,8	33,9	209,9	8,1	147,4
NIT2											
INI	0 - 30	41,8	41,8	126,4	126,4	109,3	109,3	59,2	59,2	70,9	70,9
	30 - 60	57,5	99,2	81,8	208,2	132,4	241,7	28,8	88,0	8,1	79,0
	60 - 90	51,4	150,7	55,3	263,5	87,8	329,5	0,0	88,0	21,4	100,4
	90 - 120	43,3	194,0	46,0	309,5	71,9	401,4	36,1	124,0	25,5	125,9
MED	0 - 30	37,1	37,1	109,8	109,8	140,0	140,0	50,1	50,1	38,8	38,8
	30 - 60	40,6	77,7	77,9	187,7	138,7	278,7	14,6	64,7	22,6	61,4
	60 - 90	8,9	86,5	54,0	241,7	104,1	382,8	29,3	94,0	7,0	68,4
	90 - 120	11,8	98,3	49,9	291,6	81,2	464,0	35,5	129,5	18,7	87,1
FIN	0 - 30	46,1	46,1	83,5	83,5	105,2	105,2	39,1	39,1	75,6	75,6
	30 - 60	39,0	85,1	49,9	133,4	92,4	197,6	31,3	70,4	18,3	93,9
	60 - 90	52,7	137,8	57,1	190,5	67,4	265,0	33,6	104,0	23,4	117,3
	90 - 120	61,8	199,5	59,0	249,5	74,9	339,9	33,5	137,5	6,1	123,4
N0											
INI	0 - 30	57,4	57,4	73,2	73,2	141,0	141,0	74,8	74,8	46,3	46,3
	30 - 60	42,5	99,8	68,6	141,8	97,1	238,1	45,8	120,5	17,2	63,5
	60 - 90	14,9	114,7	51,0	192,9	60,7	298,8	17,5	138,0	0,0	63,5
	90 - 120	17,6	132,3	54,3	247,1	47,2	346,0	33,0	171,0	0,0	63,5
MED	0 - 30	49,3	49,3	82,7	82,7	99,7	99,7	66,9	66,9	43,9	43,9
	30 - 60	23,8	73,0	60,6	143,3	68,6	168,4	37,1	104,1	18,6	62,5
	60 - 90	20,0	93,0	41,4	184,7	53,9	222,2	20,9	125,0	3,7	66,2
	90 - 120	31,5	124,5	50,1	234,8	48,5	270,8	18,6	143,5	0,0	66,2
FIN	0 - 30	32,9	32,9	112,7	112,7	103,3	103,3	83,4	83,4	50,4	50,4
	30 - 60	34,9	67,8	54,1	166,7	64,2	167,5	41,3	124,8	22,9	73,3
	60 - 90	17,1	84,9	25,9	192,6	34,4	201,9	20,8	145,6	11,3	84,6
	90 - 120	18,7	103,6	20,3	212,9	30,7	232,6	19,0	164,5	3,5	88,1
N2T1											
INI	0 - 30	41,4	41,4	93,8	93,8	118,0	118,0	305,0	305,0	185,0	185,0
	30 - 60	75,5	116,9	73,7	167,5	112,4	230,4	106,0	410,9	43,5	228,5
	60 - 90	101,8	218,8	74,6	242,2	98,7	329,0	75,4	486,3	25,6	254,1
	90 - 120	88,4	307,1	72,7	314,9	91,3	420,3	101,8	588,1	23,1	277,2
MED	0 - 30	32,0	32,0	95,9	95,9	124,1	124,1	138,2	138,2	191,9	191,9
	30 - 60	39,4	71,4	71,8	167,7	121,4	245,6	85,2	223,3	41,2	233,2
	60 - 90	31,0	102,4	79,8	247,5	98,1	343,6	26,6	249,9	9,4	242,6
	90 - 120	40,2	142,5	86,3	333,8	75,6	419,2	50,8	300,8	30,6	273,2
FIN	0 - 30	88,3	88,3	101,4	101,4	116,9	116,9	350,5	350,5	193,3	193,3
	30 - 60	84,8	173,1	80,0	181,5	107,4	224,4	103,3	453,8	38,2	231,5
	60 - 90	71,7	244,7	67,5	249,0	84,0	308,3	43,6	497,4	21,9	253,4
	90 - 120	80,8	325,5	77,9	326,9	79,2	387,5	48,3	545,7	15,8	269,2
N2T2											
INI	0 - 30	47,9	47,9	71,1	71,1	328,1	328,1	116,9	116,9	76,6	76,6
	30 - 60	57,9	105,8	88,0	159,1	211,2	539,3	43,9	160,8	51,2	127,9
	60 - 90	62,4	168,2	65,5	224,6	157,4	696,7	82,1	242,9	65,9	193,8
	90 - 120	78,1	246,3	79,0	303,6	134,8	831,5	40,6	283,5	56,6	250,4
MED	0 - 30	54,5	54,5	79,5	79,5	345,6	345,6	161,5	161,5	115,0	115,0
	30 - 60	47,6	102,1	67,1	146,6	242,1	587,8	167,2	328,7	131,0	246,1
	60 - 90	31,4	133,5	72,1	218,6	210,2	798,0	112,2	440,9	87,8	333,9
	90 - 120	41,2	174,7	127,1	345,7	147,5	945,4	83,3	524,2	71,1	405,0
FIN	0 - 30	41,3	41,3	74,4	74,4	243,6	243,6	92,3	92,3	87,2	87,2
	30 - 60	34,0	75,3	81,3	155,7	160,4	404,1	41,7	134,0	29,2	116,4
	60 - 90	80,7	156,0	76,8	232,4	144,7	548,8	31,8	165,8	9,3	125,8
	90 - 120	119,5	275,5	127,2	359,6	139,2	688,0	66,7	232,5	8,1	133,8

8.5. BALANCE DE NITRÓGENO DEL SUELO

Tabla VIII 7. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003).

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T1** Region: **INI**

DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	I_{ini}	I_{end}	Variation
0 - 30	33,4	97,8	64,3
30 - 60	29,4	49,6	20,2
60 - 90	22,8	44,3	21,5
90 - 120	28,4	54,4	26,0
Total:	114,1	246,1	132,0

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T_{end}
Nitrate	70,0	1	210,0
Ammonium	140,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,943**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **140,5**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [83-232]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T_{end}
Irrigation	201,0	0,111	0,2
Rainfall	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **352,0**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T_{ini}	Crop N content at T_{end}	Crop N-uptake
0,0	226,1	226,1

Nitrogen volatilization

8,1 kg N/ha

Nitrogen denitrification

16,2 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **250,4**

Lixiviation (free parameter in the balance)

-30,4

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T1** Region: **MIG**

DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	I_{ini}	I_{end}	Variation
0 - 30	54,4	80,2	25,8
30 - 60	30,9	64,6	33,7
60 - 90	25,0	36,2	11,1
90 - 120	35,5	34,4	-1,1
Total:	145,7	215,4	69,6

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T_{end}
Nitrate	70,0	1	210,0
Ammonium	140,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,838**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **124,9**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [83-232]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T_{end}
Irrigation	201,0	0,111	0,2
Rainfall	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **336,3**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T_{ini}	Crop N content at T_{end}	Crop N-uptake
0,0	324,5	324,5

Nitrogen volatilization

8,1 kg N/ha

Nitrogen denitrification

16,2 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **348,8**

Lixiviation (free parameter in the balance)

-82,1

Tabla VIII 7. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T1** Region: **FIN**

DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	40,3	143,0	102,7
30 - 60	31,6	52,6	21,0
60 - 90	30,7	26,0	-4,6
90 - 120	46,7	25,6	-21,0
Total:	149,3	247,3	98,0

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	70,0	1	210,0
Ammonium	140,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,836**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **124,6**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [83-232]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	201,0	0,111	0,2
Rainfall	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **336,0**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	259,3	259,3

Nitrogen volatilization

8,1 kg N/ha

Nitrogen denitrification

16,2 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **283,6**

Lixiviation (free parameter in the balance)

-45,5

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T2** Region: **INI**

DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	52,9	138,3	85,4
30 - 60	33,1	18,2	-14,8
60 - 90	14,3	41,2	26,8
90 - 120	25,0	15,6	-9,4
Total:	125,3	213,3	88,0

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	60,6	1	210,0
Ammonium	149,4	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,908**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **135,3**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [83-232]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	213,0	0,111	0,2
Rainfall	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **346,8**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	209,0	209,0

Nitrogen volatilization

12,4 kg N/ha

Nitrogen denitrification

12,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **233,4**

Lixiviation (free parameter in the balance)

25,4

Tabla VIII 7. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T2** Region: **MIG**
 DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	39,9	144,3	104,5
30 - 60	54,6	31,1	-23,4
60 - 90	50,4	43,7	-6,7
90 - 120	33,0	38,3	5,3
Total:	177,8	257,4	79,6

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	60,6	1	210,0
Ammonium	149,4	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,933** *(0,8 - 1,2)*
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **139,0**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (83-232)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	213,0	0,111	0,2
Rainfall	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **350,5**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	305,0	305,0

Nitrogen volatilization

12,4 kg N/ha

Nitrogen denitrification

12,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **329,4**

Lixiviation (free parameter in the balance)

-58,5

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T2** Region: **FIN**
 DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	19,9	101,4	81,5
30 - 60	35,2	47,7	12,5
60 - 90	26,6	34,8	8,2
90 - 120	25,4	29,3	3,9
Total:	107,1	213,3	106,1

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	60,6	1	210,0
Ammonium	149,4	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,895** *(0,8 - 1,2)*
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **133,4**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (83-232)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	213,0	0,111	0,2
Rainfall	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **344,8**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	323,7	323,7

Nitrogen volatilization

12,4 kg N/ha

Nitrogen denitrification

12,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **348,1**

Lixiviation (free parameter in the balance)

-109,4

Tabla VIII 7. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **NO** Region: **INI**

DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	29,2	28,6	-0,6
30 - 60	90,3	56,1	-34,2
60 - 90	72,8	58,5	-14,2
90 - 120	80,5	51,3	-29,2
Total:	272,8	194,5	-78,3

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **[0,8 - 1,2]**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **0,985**
146,8

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [83-232]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	229,0	0,111	0,3
Rainfall	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **148,3**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	283,8	283,8

Nitrogen volatilization

0,8 kg N/ha

Nitrogen denitrification

5,5 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **290,1**

Lixiviation (free parameter in the balance)

-63,6

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **NO** Region: **MIG**

DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	73,9	47,2	-26,7
30 - 60	84,7	72,7	-12,1
60 - 90	75,1	104,1	29,0
90 - 120	56,2	52,4	-3,8
Total:	289,9	276,3	-13,6

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **[0,8 - 1,2]**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **0,925**
137,8

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [83-232]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	229,0	0,111	0,3
Rainfall	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **139,3**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	332,8	332,8

Nitrogen volatilization

0,8 kg N/ha

Nitrogen denitrification

5,5 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **339,1**

Lixiviation (free parameter in the balance)

-186,1

Tabla VIII 7. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **NO** Region: **FIN**

DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	67,8	68,4	0,6
30 - 60	91,2	28,0	-63,2
60 - 90	97,0	0,0	-97,0
90 - 120	68,6	0,0	-68,6
Total:	324,5	96,4	-228,2

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,915** *(0,8 - 1,2)*
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **136,3**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [83-232]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	229,0	0,111	0,3
Rainfall	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **137,8**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	291,2	291,2

Nitrogen volatilization

0,8 kg N/ha

Nitrogen denitrification

5,5 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **297,5**

Lixiviation (free parameter in the balance)

68,6

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T1** Region: **INI**

DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	30,1	144,5	114,4
30 - 60	51,0	118,6	67,6
60 - 90	30,7	33,1	2,4
90 - 120	29,5	115,6	86,0
Total:	141,4	411,8	270,4

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	215,0	1	500,0
Ammonium	285,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,891** *(0,8 - 1,2)*
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **132,8**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [83-232]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	230,0	0,111	0,3
Rainfall	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **634,3**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	298,6	298,6

Nitrogen volatilization

31,4 kg N/ha

Nitrogen denitrification

17,4 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **347,4**

Lixiviation (free parameter in the balance)

16,5

Tabla VIII 7. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T1** Region: **MIG**

DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	37,0	217,2	180,2
30 - 60	38,0	101,2	63,2
60 - 90	28,1	35,6	7,5
90 - 120	36,1	136,9	100,8
Total:	139,2	490,9	351,7

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	215,0	1	500,0
Ammonium	285,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,983**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **146,5**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [83-232]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	230,0	0,111	0,3
Rainfall	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **648,0**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	324,1	324,1

Nitrogen volatilization

31,4 kg N/ha

Nitrogen denitrification

17,4 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **372,9**

Lixiviation (free parameter in the balance)

-76,6

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T1** Region: **FIN**

DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	83,5	189,7	106,2
30 - 60	47,7	68,1	20,4
60 - 90	87,9	54,0	-33,9
90 - 120	31,9	67,2	35,3
Total:	251,0	379,0	128,0

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	215,0	1	500,0
Ammonium	285,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,950**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **141,6**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [83-232]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	230,0	0,111	0,3
Rainfall	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **643,1**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	311,9	311,9

Nitrogen volatilization

31,4 kg N/ha

Nitrogen denitrification

17,4 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **360,7**

Lixiviation (free parameter in the balance)

154,4

Tabla VIII 7. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T2** Region: **INI**
 DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	56,8	348,2	291,5
30 - 60	89,7	109,7	20,0
60 - 90	82,1	72,1	-10,0
90 - 120	58,1	34,7	-23,4
Total:	286,7	564,7	278,1

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
<i>Nitrate</i>	144,2	1	500,0
<i>Ammonium</i>	355,8	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,861**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **128,3**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (83-232)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
<i>Irrigation</i>	226,0	0,111	0,3
<i>Rainfall</i>	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **629,8**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	312,9	312,9

Nitrogen volatilization

48,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

17,2 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **378,1**

Lixiviation (free parameter in the balance)

-26,4

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T2** Region: **MIG**
 DATES:
 From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	94,8	276,0	181,3
30 - 60	59,7	84,5	24,8
60 - 90	74,5	174,4	99,9
90 - 120	64,9	75,7	10,7
Total:	293,8	610,5	316,7

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
<i>Nitrate</i>	144,2	1	500,0
<i>Ammonium</i>	355,8	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,904**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **134,7**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (83-232)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
<i>Irrigation</i>	226,0	0,111	0,3
<i>Rainfall</i>	167,0	0,752	1,3
Total:			1,5

Sum of all INPUTS: **636,2**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	335,7	335,7

Nitrogen volatilization

48,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

17,2 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **400,9**

Lixiviation (free parameter in the balance)

-81,4

Tabla VIII 7. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2003 (del 24 de marzo al 20 de agosto de 2003). (continuación)

Units: **kg N/ha**

Treatment: **N2T2** Region: **FIN**

DATES:

From: **24/03/2003** To: **20/08/2003**
 DOY: **83** DOY: **232**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	56,4	295,0	238,6
30 - 60	75,2	115,4	40,2
60 - 90	80,5	101,5	20,9
90 - 120	25,5	102,2	76,7
<i>Total:</i>	<i>237,7</i>	<i>614,1</i>	<i>376,4</i>

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
<i>Nitrate</i>	144,2	1	500,0
<i>Ammonium</i>	355,8	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization *[0,8 - 1,2]*

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,907**

Amount of N mineralized [kgN/ha]: **135,1**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [83-232]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
<i>Irrigation</i>	226,0	0,111	0,3
<i>Rainfall</i>	167,0	0,752	1,3
<i>Total:</i>			<i>1,5</i>

Sum of all INPUTS: **636,7**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	396,7	396,7

Nitrogen volatilization

48,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

17,2 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **461,9**

Lixiviation (free parameter in the balance)

-201,6

Tabla VIII 8. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el invierno 2003-04 (del 21 de agosto del 2003 al 16 de marzo del 2004).

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T1** Region: **INI**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	97,8	118,6	20,8
30 - 60	49,6	74,2	24,5
60 - 90	44,3	32,1	-12,2
90 - 120	54,4	16,2	-38,2
Total:	246,1	241,1	-5,1

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

189,8

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T1** Region: **MIG**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	80,2	80,3	0,1
30 - 60	64,6	43,9	-20,7
60 - 90	36,2	19,7	-16,4
90 - 120	34,4	61,0	26,6
Total:	215,4	205,0	-10,4

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

195,2

Tabla VIII 8. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el invierno 2003-04 (del 21 de agosto del 2003 al 16 de marzo del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T1** Region: **FIN**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	143,0	51,1	-91,9
30 - 60	52,6	71,4	18,8
60 - 90	26,0	64,2	38,2
90 - 120	25,6	72,3	46,6
Total:	247,3	258,9	11,7

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

173,1

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T2** Region: **INI**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	138,3	126,4	-12,0
30 - 60	18,2	81,8	63,6
60 - 90	41,2	55,3	14,2
90 - 120	15,6	46,0	30,4
Total:	213,3	309,5	96,2

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

88,5

Tabla VIII 8. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el invierno 2003-04 (del 21 de agosto del 2003 al 16 de marzo del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T2** Region: **MIG**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	144,3	109,8	-34,6
30 - 60	31,1	77,9	46,8
60 - 90	43,7	54,0	10,3
90 - 120	38,3	49,9	11,7
Total:	257,4	291,6	34,2

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

150,6

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T2** Region: **FIN**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	101,4	83,5	-18,0
30 - 60	47,7	49,9	2,2
60 - 90	34,8	57,1	22,3
90 - 120	29,3	59,0	29,7
Total:	213,3	249,5	36,3

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

148,5

Tabla VIII 8. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el invierno 2003-04 (del 21 de agosto del 2003 al 16 de marzo del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **NO** Region: **INI**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	28,6	73,2	44,6
30 - 60	56,1	68,6	12,5
60 - 90	58,5	51,0	-7,5
90 - 120	51,3	54,3	3,0
Total:	194,5	247,1	52,6

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

132,1

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **NO** Region: **MIG**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	47,2	82,7	35,5
30 - 60	72,7	60,6	-12,0
60 - 90	104,1	41,4	-62,8
90 - 120	52,4	50,1	-2,2
Total:	276,3	234,8	-41,5

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

226,3

Tabla VIII 8. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el invierno 2003-04 (del 21 de agosto del 2003 al 16 de marzo del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **NO** Region: **FIN**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	68,4	112,7	44,2
30 - 60	28,0	54,1	26,1
60 - 90	0,0	25,9	25,9
90 - 120	0,0	20,3	20,3
Total:	96,4	212,9	116,6

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

68,2

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T1** Region: **INI**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	144,5	93,8	-50,7
30 - 60	118,6	73,7	-44,9
60 - 90	33,1	74,6	41,5
90 - 120	115,6	72,7	-42,8
Total:	411,8	314,9	-96,9

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

281,6

Tabla VIII 8. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el invierno 2003-04 (del 21 de agosto del 2003 al 16 de marzo del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T1** Region: **MIG**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	217,2	95,9	-121,4
30 - 60	101,2	71,8	-29,4
60 - 90	35,6	79,8	44,3
90 - 120	136,9	86,3	-50,6
Total:	490,9	333,8	-157,1

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

341,8

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T1** Region: **FIN**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	189,7	101,4	-88,2
30 - 60	68,1	80,0	11,9
60 - 90	54,0	67,5	13,5
90 - 120	67,2	77,9	10,8
Total:	379,0	326,9	-52,1

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

236,8

Tabla VIII 8. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el invierno 2003-04 (del 21 de agosto del 2003 al 16 de marzo del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T2** Region: **INI**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	348,2	71,1	-277,1
30 - 60	109,7	88,0	-21,7
60 - 90	72,1	65,5	-6,6
90 - 120	34,7	79,0	44,3
Total:	564,7	303,6	-261,1

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

445,8

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T2** Region: **MIG**

DATES:
 From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	276,0	79,5	-196,5
30 - 60	84,5	67,1	-17,4
60 - 90	174,4	72,1	-102,3
90 - 120	75,7	127,1	51,4
Total:	610,5	345,7	-264,8

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY [232-441]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	0,0	0,111	0,0
Rainfall	632,2	0,752	4,8
Total:			4,8

Sum of all INPUTS: **204,8**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **20,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

449,6

Tabla VIII 8. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el invierno 2003-04 (del 21 de agosto del 2003 al 16 de marzo del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**

Treatment: **N2T2** Region: **FIN**

DATES:

From: **20/08/2003** To: **16/03/2004**
 DOY: **232** DOY: **441**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	295,0	74,4	-220,6
30 - 60	115,4	81,3	-34,1
60 - 90	101,5	76,8	-24,7
90 - 120	102,2	127,2	25,0
<i>Total:</i>	614,1	359,6	-254,4

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
<i>Nitrate</i>	0,0	1	0,0
<i>Ammonium</i>	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization [0,8 - 1,2]

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,957**

Amount of N mineralized [kgN/ha]: **200,0**

N applied by Irrig. and Rain. - Interval DOY (232-441)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
<i>Irrigation</i>	0,0	0,111	0,0
<i>Rainfall</i>	632,2	0,752	4,8
<i>Total:</i>			4,8

Sum of all INPUTS: 204,8

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	0,0	0,0

Nitrogen volatilization

0,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

20,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: 20,0

Lixiviation (free parameter in the balance)

439,2

Tabla VIII 9. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre del 2004).

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T1** Region: **INI**
 DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	118,6	90,4	-28,2
30 - 60	74,2	14,6	-59,6
60 - 90	32,1	15,1	-17,1
90 - 120	16,2	28,4	12,2
Total:	241,1	148,5	-92,6

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	70,0	1	210,0
Ammonium	140,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **[0,8 - 1,2]**
 Ammount of N mineralized [kgN/ha]: **0,912**
156,9

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (76-248)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	254,0	0,111	0,3
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,4

Sum of all INPUTS: **370,3**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	239,9	239,9

Nitrogen volatilization

8,1 kg N/ha

Nitrogen denitrification

16,2 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **264,2**

Lixiviation (free parameter in the balance)

198,7

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T1** Region: **MIG**
 DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	80,3	75,8	-4,5
30 - 60	43,9	11,4	-32,5
60 - 90	19,7	8,0	-11,7
90 - 120	61,0	4,2	-56,8
Total:	205,0	99,4	-105,5

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	70,0	1	210,0
Ammonium	140,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **[0,8 - 1,2]**
 Ammount of N mineralized [kgN/ha]: **0,949**
163,2

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (76-248)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	254,0	0,111	0,3
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,4

Sum of all INPUTS: **376,7**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	383,4	383,4

Nitrogen volatilization

8,1 kg N/ha

Nitrogen denitrification

16,2 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **407,7**

Lixiviation (free parameter in the balance)

74,5

Tabla VIII 9. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T1** Region: **FIN**
 DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	51,1	117,8	66,7
30 - 60	71,4	17,0	-54,4
60 - 90	64,2	4,5	-59,7
90 - 120	72,3	8,1	-64,1
Total:	258,9	147,4	-111,5

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	70,0	1	210,0
Ammonium	140,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,997**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **171,5**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (76-248)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	254,0	0,111	0,3
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,4

Sum of all INPUTS: **384,9**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	326,6	326,6

Nitrogen volatilization

8,1 kg N/ha

Nitrogen denitrification

16,2 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **350,9**

Lixiviation (free parameter in the balance)

145,5

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T2** Region: **INI**
 DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	126,4	70,9	-55,5
30 - 60	81,8	8,1	-73,7
60 - 90	55,3	21,4	-33,9
90 - 120	46,0	25,5	-20,5
Total:	309,5	125,9	-183,6

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	60,6	1	210,0
Ammonium	149,4	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,947**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **162,9**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (76-248)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	238,0	0,111	0,3
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,4

Sum of all INPUTS: **376,3**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	417,4	417,4

Nitrogen volatilization

12,4 kg N/ha

Nitrogen denitrification

12,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **441,8**

Lixiviation (free parameter in the balance)

118,2

Tabla VIII 9. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T2** Region: **MIG**
 DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	109,8	38,8	-70,9
30 - 60	77,9	22,6	-55,3
60 - 90	54,0	7,0	-47,0
90 - 120	49,9	18,7	-31,2
Total:	291,6	87,1	-204,5

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	60,6	1	210,0
Ammonium	149,4	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,994**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **171,0**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (76-248)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	238,0	0,111	0,3
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,4

Sum of all INPUTS: **384,4**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	384,3	384,3

Nitrogen volatilization

12,4 kg N/ha

Nitrogen denitrification

12,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **408,7**

Lixiviation (free parameter in the balance)

180,2

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N1T2** Region: **FIN**
 DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	83,5	75,6	-7,9
30 - 60	49,9	18,3	-31,7
60 - 90	57,1	23,4	-33,7
90 - 120	59,0	6,1	-52,9
Total:	249,5	123,4	-126,1

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	60,6	1	210,0
Ammonium	149,4	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,912**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **156,9**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (76-248)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	238,0	0,111	0,3
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,4

Sum of all INPUTS: **370,3**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	356,5	356,5

Nitrogen volatilization

12,4 kg N/ha

Nitrogen denitrification

12,0 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **380,9**

Lixiviation (free parameter in the balance)

115,5

Tabla VIII 9. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **NO** Region: **INI**
 DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	73,2	46,3	-26,9
30 - 60	68,6	17,2	-51,4
60 - 90	51,0	0,0	-51,0
90 - 120	54,3	0,0	-54,3
Total:	247,1	63,5	-183,7

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **1,203** [0,8 - 1,2]
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **206,9**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (76-248)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	334,0	0,111	0,4
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,5

Sum of all INPUTS: **210,4**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	184,1	184,1

Nitrogen volatilization

0,8 kg N/ha

Nitrogen denitrification

5,5 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **190,4**

Lixiviation (free parameter in the balance)

203,7

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **NO** Region: **MIG**
 DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	82,7	43,9	-38,8
30 - 60	60,6	18,6	-42,0
60 - 90	41,4	3,7	-37,6
90 - 120	50,1	0,0	-50,1
Total:	234,8	66,2	-168,6

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **1,156** [0,8 - 1,2]
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **198,8**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (76-248)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	334,0	0,111	0,4
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,5

Sum of all INPUTS: **202,3**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	194,7	194,7

Nitrogen volatilization

0,8 kg N/ha

Nitrogen denitrification

5,5 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **201,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

169,9

Tabla VIII 9. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **NO** Region: **FIN**

DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	112,7	50,4	-62,2
30 - 60	54,1	22,9	-31,2
60 - 90	25,9	11,3	-14,6
90 - 120	20,3	3,5	-16,8
Total:	212,9	88,1	-124,8

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	0,0	1	0,0
Ammonium	0,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **1,121**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **192,8**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [76-248]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	334,0	0,111	0,4
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,5

Sum of all INPUTS: **196,3**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	151,4	151,4

Nitrogen volatilization

0,8 kg N/ha

Nitrogen denitrification

5,5 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **157,7**

Lixiviation (free parameter in the balance)

163,5

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T1** Region: **INI**

DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	93,8	185,0	91,2
30 - 60	73,7	43,5	-30,2
60 - 90	74,6	25,6	-49,0
90 - 120	72,7	23,1	-49,6
Total:	314,9	277,2	-37,7

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	215,0	1	500,0
Ammonium	285,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **1,024**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **176,1**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [76-248]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	248,0	0,111	0,3
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,4

Sum of all INPUTS: **679,5**

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	340,1	340,1

Nitrogen volatilization

31,4 kg N/ha

Nitrogen denitrification

17,4 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **388,9**

Lixiviation (free parameter in the balance)

328,4

Tabla VIII 9. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T1** Region: **MIG**
 DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	95,9	191,9	96,1
30 - 60	71,8	41,2	-30,6
60 - 90	79,8	9,4	-70,4
90 - 120	86,3	30,6	-55,7
Total:	333,8	273,2	-60,6

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	215,0	1	500,0
Ammonium	285,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **[0,8 - 1,2]**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **0,926**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (76-248)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	248,0	0,111	0,3
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,4

Sum of all INPUTS: **662,7**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	441,2	441,2

Nitrogen volatilization

31,4 kg N/ha

Nitrogen denitrification

17,4 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **490,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

233,4

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T1** Region: **FIN**
 DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	101,4	193,3	91,9
30 - 60	80,0	38,2	-41,8
60 - 90	67,5	21,9	-45,6
90 - 120	77,9	15,8	-62,1
Total:	326,9	269,2	-57,7

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	215,0	1	500,0
Ammonium	285,0	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **[0,8 - 1,2]**
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **1,014**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (76-248)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃ -]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	248,0	0,111	0,3
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,4

Sum of all INPUTS: **677,8**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	419,7	419,7

Nitrogen volatilization

31,4 kg N/ha

Nitrogen denitrification

17,4 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **468,4**

Lixiviation (free parameter in the balance)

267,1

Tabla VIII 9. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T2** Region: **INI**
 DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	71,1	76,6	5,5
30 - 60	88,0	51,2	-36,7
60 - 90	65,5	65,9	0,4
90 - 120	79,0	56,6	-22,4
Total:	303,6	250,4	-53,2

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	144,2	1	500,0
Ammonium	355,8	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,899** [0,8 - 1,2]
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **154,6**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (76-248)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	236,0	0,111	0,3
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,4

Sum of all INPUTS: **658,0**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	417,7	417,7

Nitrogen volatilization

48,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

17,2 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **482,9**

Lixiviation (free parameter in the balance)

228,4

Units: **kg N/ha**
 Treatment: **N2T2** Region: **MIG**
 DATES:
 From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	79,5	115,0	35,5
30 - 60	67,1	131,0	64,0
60 - 90	72,1	87,8	15,8
90 - 120	127,1	71,1	-56,0
Total:	345,7	405,0	59,3

INPUTS:**Fertilizer application**

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	144,2	1	500,0
Ammonium	355,8	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,943** [0,8 - 1,2]
 Amount of N mineralized [kgN/ha]: **162,2**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY (76-248)

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	236,0	0,111	0,3
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,4

Sum of all INPUTS: **665,6**

OUTPUTS:**Crop N-uptake**

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	433,7	433,7

Nitrogen volatilization

48,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification

17,2 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: **499,0**

Lixiviation (free parameter in the balance)

107,3

Tabla VIII 9. Componentes del balance de nitrógeno del suelo de los tratamientos y repeticiones experimentales de la parcela experimental durante el verano 2004 (del 16 de marzo al 4 de septiembre del 2004). (continuación)

Units: **kg N/ha**

Treatment: **N2T2** Region: **FIN**

DATES:

From: **16/03/2004** To: **04/09/2004**
 DOY: **76** DOY: **248**

VARIATION:

Depth [cm]	T _{ini}	T _{end}	Variation
0 - 30	74,4	87,2	12,8
30 - 60	81,3	29,2	-52,0
60 - 90	76,8	9,3	-67,4
90 - 120	127,2	8,1	-119,2
Total:	359,6	133,8	-225,8

INPUTS:

Fertilizer application

Type of fert.:	Kg N/ha applied	Transf. Index	kg N/ha at T _{end}
Nitrate	144,2	1	500,0
Ammonium	355,8	1	0,0

kg N-Ammonium/ha available at soil at T_{ini} **0,0**

Mineralization [0,8 - 1,2]

Rate of mineralization [kgN/ha*day]: **0,950**

Amount of N mineralized [kgN/ha]: **163,4**

N applied by Irrigation and Rainfall - Interval DOY [76-248]

Event	Water Depth [mm]	N concentration [ppm N-NO ₃]	kg N/ha at T _{end}
Irrigation	236,0	0,111	0,3
Rainfall	417,7	0,752	3,1
Total:			3,4

Sum of all INPUTS: 666,8

OUTPUTS:

Crop N-uptake

Crop N content at T _{ini}	Crop N content at T _{end}	Crop N-uptake
0,0	388,3	388,3

Nitrogen volatilization
48,0 kg N/ha

Nitrogen denitrification
17,2 kg N/ha

Sum of all OUTPUTS: 453,6

Lixiviation (free parameter in the balance)
439,1

8.6. CONTENIDO DE AGUA EN EL SUELO (CAS)

Tabla VIII 10. Contenido de agua en el suelo (CAS), en mm, en los horizontes analizados de los tratamientos experimentales realizados en la parcela experimental durante la campaña 2004.

Unidades: mm	Día juliano: Prof. (cm)	42		76		139		170		180	
		Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
INI		11/02/2004		16/03/2004		18/05/2004		18/06/2004		28/06/2004	
	0 - 30	84,5	84,5	84,4	84,4	85,7	85,7	68,0	68,0	82,4	82,4
	30 - 60	84,5	169,0	84,2	168,6	87,8	173,6	51,2	119,1	72,8	155,2
	60 - 90	64,1	233,1	61,1	229,7	63,4	236,9	40,6	159,7	45,1	200,3
	90 - 120	37,6	270,7	40,1	269,8	52,9	289,9	26,3	186,0	37,3	237,6
MED	0 - 30	86,2	86,2	86,5	86,5	83,6	83,6	61,0	61,0	86,6	86,6
	30 - 60	97,5	183,7	95,9	182,4	100,0	183,6	67,8	128,9	96,2	182,9
	60 - 90	99,7	283,4	100,6	283,0	103,6	287,2	81,2	210,1	95,6	278,5
	90 - 120	101,2	384,7	102,8	385,9	104,1	391,3	94,8	305,0	94,2	372,7
	FIN	0 - 30	81,7	81,7	81,5	81,5	82,5	82,5	59,4	59,4	82,3
30 - 60		97,6	179,3	97,6	179,1	96,1	178,6	66,4	125,8	87,3	169,6
60 - 90		101,4	280,7	100,1	279,2	99,5	278,1	93,8	219,6	92,0	261,6
90 - 120		111,8	392,5	108,4	387,6	103,0	381,1	103,7	323,3	101,6	363,1
INI			Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.
	0 - 30	83,1	83,1	86,7	86,7	88,2	88,2	58,4	58,4	91,0	91,0
	30 - 60	100,4	183,4	95,1	181,8	99,0	187,3	71,8	130,2	88,2	179,2
	60 - 90	92,8	276,2	94,5	276,3	95,4	282,7	80,4	210,5	86,4	265,6
	90 - 120	92,0	368,2	92,6	369,0	98,0	380,7	70,2	280,7	77,7	343,4
MED	0 - 30	83,4	83,4	87,2	87,2	84,6	84,6	55,5	55,5	83,8	83,8
	30 - 60	100,1	183,6	93,6	180,8	98,1	182,7	69,0	124,5	97,2	181,0
	60 - 90	102,9	286,4	102,6	283,4	101,7	284,3	78,1	202,6	88,1	269,2
	90 - 120	112,2	398,6	108,1	391,4	107,6	391,9	100,8	303,4	102,0	371,1
	FIN	0 - 30	81,8	81,8	82,1	82,1	82,2	82,2	49,9	49,9	79,7
30 - 60		96,4	178,3	79,4	161,4	87,1	169,3	60,4	110,3	78,3	158,1
60 - 90		82,9	261,1	96,2	257,6	95,6	264,9	89,5	199,8	91,9	250,0
90 - 120		107,3	368,4	107,2	364,8	103,0	367,9	98,0	297,8	103,0	352,9
INI			Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.
	0 - 30	89,7	89,7	91,3	91,3	94,9	94,9	68,0	68,0	90,0	90,0
	30 - 60	97,9	187,6	99,8	191,1	97,0	191,9	75,8	143,7	95,3	185,2
	60 - 90	98,4	285,9	108,4	299,5	102,7	294,6	95,7	239,4	106,9	292,1
	90 - 120	110,6	396,5	114,3	413,8	107,9	402,5	94,8	334,3	103,3	395,4
MED	0 - 30	83,8	83,8	85,4	85,4	83,3	83,3	60,8	60,8	84,3	84,3
	30 - 60	89,0	172,7	83,5	168,9	84,7	168,0	71,0	131,8	88,2	172,5
	60 - 90	100,4	273,1	98,9	267,8	100,3	268,3	87,1	218,9	95,5	268,0
	90 - 120	111,2	384,3	108,6	376,4	106,5	374,8	98,2	317,1	103,7	371,6
	FIN	0 - 30	82,4	82,4	85,5	85,5	83,9	83,9	67,8	67,8	82,7
30 - 60		90,9	173,3	90,6	176,1	94,3	178,2	67,0	134,8	92,5	175,2
60 - 90		82,2	255,5	86,7	262,8	87,8	265,9	54,8	189,7	75,5	250,7
90 - 120		88,1	343,7	77,8	340,6	82,7	348,6	78,7	268,3	82,9	333,6
INI			Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.
	0 - 30	87,9	87,9	88,1	88,1	85,8	85,8	70,0	70,0	84,6	84,6
	30 - 60	94,0	181,9	94,1	182,1	97,6	183,4	76,2	146,1	96,0	180,6
	60 - 90	107,9	289,8	107,3	289,5	102,7	286,1	91,1	237,2	106,1	286,8
	90 - 120	103,3	393,1	111,5	401,0	101,4	387,5	85,7	322,9	111,4	398,2
MED	0 - 30	85,0	85,0	83,0	83,0	82,8	82,8	62,2	62,2	82,7	82,7
	30 - 60	90,1	175,1	91,0	174,0	90,9	173,7	68,8	131,0	91,0	173,7
	60 - 90	90,3	265,4	93,2	267,3	97,4	271,1	69,2	200,2	77,1	250,8
	90 - 120	88,1	353,5	88,6	355,8	96,1	367,2	79,2	279,5	90,4	341,2
	FIN	0 - 30	81,4	81,4	81,4	81,4	81,0	81,0	63,6	63,6	80,5
30 - 60		83,1	164,5	90,3	171,6	92,7	173,7	64,0	127,6	88,7	169,2
60 - 90		95,4	259,8	94,8	266,4	94,6	268,4	65,7	193,3	82,7	251,9
90 - 120		87,7	347,6	89,0	355,4	88,8	357,2	64,7	258,0	76,4	328,3
INI			Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.
	0 - 30	88,9	88,9	91,0	91,0	86,7	86,7	64,1	64,1	84,0	84,0
	30 - 60	96,3	185,2	97,3	188,3	93,7	180,5	64,7	128,8	91,0	175,0
	60 - 90	89,8	275,0	92,5	280,7	99,5	280,0	59,7	188,5	87,7	262,7
	90 - 120	98,9	373,9	88,4	369,2	92,0	372,0	87,1	275,6	90,9	353,6
MED	0 - 30	81,3	81,3	81,0	81,0	84,5	84,5	48,6	48,6	76,4	76,4
	30 - 60	73,0	154,2	76,5	157,6	73,6	158,1	37,3	85,9	60,1	136,5
	60 - 90	71,7	225,9	79,9	237,5	85,0	243,1	58,5	144,3	58,9	195,5
	90 - 120	99,4	325,3	94,1	331,6	95,5	338,6	90,3	234,6	84,3	279,8
	FIN	0 - 30	82,2	82,2	79,6	79,6	84,2	84,2	59,0	59,0	74,6
30 - 60		92,0	174,2	94,8	174,4	97,9	182,1	57,2	116,3	72,3	146,9
60 - 90		97,4	271,6	98,3	272,7	100,5	282,6	62,2	178,4	67,4	214,3
90 - 120		100,3	371,9	104,5	377,2	99,9	382,5	69,5	247,9	74,3	288,7

Tabla VIII 10. Contenido de agua en el suelo (CAS), en mm, en los horizontes analizados de los tratamientos experimentales realizados en la parcela experimental durante la campaña 2004. (continuación)

Unidades: mm	Día juliano: Prof. (cm)	186		202		207		218		222	
		04/07/2004		20/07/2004		25/07/2004		05/08/2004		09/08/2004	
		Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
N1T1											
INI	0 - 30	62,0	62,0	46,7	46,7	70,1	70,1	35,5	35,5	66,6	66,6
	30 - 60	60,3	122,3	41,3	87,9	42,6	112,7	29,1	64,6	35,5	102,1
	60 - 90	38,8	161,1	33,6	121,5	29,3	142,1	23,4	88,0	18,4	120,4
	90 - 120	38,1	199,3	27,3	148,8	33,9	176,0	19,1	107,0	19,9	140,4
MED	0 - 30	65,6	65,6	67,4	67,4	85,9	85,9	60,8	60,8	90,0	90,0
	30 - 60	83,4	149,0	90,1	157,5	96,1	181,9	67,8	128,6	92,4	182,4
	60 - 90	87,0	236,0	76,9	234,3	81,9	263,8	72,7	201,2	77,5	259,9
	90 - 120	90,2	326,3	87,1	321,4	79,4	343,2	68,7	269,9	67,7	327,6
FIN	0 - 30	61,6	61,6	62,0	62,0	85,9	85,9	61,2	61,2	84,3	84,3
	30 - 60	79,3	140,9	77,7	139,7	84,3	170,2	79,6	140,9	83,8	168,2
	60 - 90	85,4	226,3	85,3	225,1	85,0	255,2	81,9	222,8	74,4	242,5
	90 - 120	96,7	323,0	87,1	312,2	89,2	344,4	78,8	301,6	74,0	316,6
N1T2				Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
INI	0 - 30	70,5	70,5	64,8	64,8	82,1	82,1	63,0	63,0	79,6	79,6
	30 - 60	85,9	156,5	77,5	142,3	81,0	163,1	68,7	131,7	74,3	153,9
	60 - 90	87,3	243,8	72,4	214,7	69,8	232,9	57,8	189,5	50,1	204,0
	90 - 120	79,0	322,8	64,2	278,9	58,1	291,0	48,9	238,4	47,8	251,8
MED	0 - 30	66,4	66,4	70,0	70,0	84,8	84,8	64,4	64,4	85,0	85,0
	30 - 60	80,5	146,8	77,5	147,5	83,7	168,5	71,9	136,3	71,7	156,6
	60 - 90	87,6	234,5	79,9	227,3	71,8	240,3	68,0	204,3	59,7	216,3
	90 - 120	99,8	334,2	87,4	314,8	87,2	327,5	67,7	271,9	63,6	279,9
FIN	0 - 30	61,1	61,1	66,0	66,0	81,3	81,3	62,7	62,7	85,3	85,3
	30 - 60	60,6	121,6	72,0	138,0	65,1	146,4	56,1	118,8	70,2	155,5
	60 - 90	82,7	204,3	80,9	218,9	78,6	225,1	73,3	192,1	64,2	219,7
	90 - 120	88,4	292,7	79,2	298,1	82,9	307,9	62,2	254,4	61,0	280,7
N0				Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
INI	0 - 30	71,7	71,7	74,7	74,7	89,4	89,4	68,2	68,2	92,9	92,9
	30 - 60	89,3	161,0	87,9	162,6	91,1	180,5	79,0	147,2	92,6	185,5
	60 - 90	94,3	255,3	101,7	264,3	102,5	283,0	94,5	241,7	100,1	285,6
	90 - 120	98,4	353,7	92,5	356,7	95,8	378,8	85,5	327,1	79,0	364,6
MED	0 - 30	67,0	67,0	69,5	69,5	89,4	89,4	64,9	64,9	87,6	87,6
	30 - 60	68,3	135,3	79,2	148,8	76,1	165,4	64,1	129,0	82,9	170,6
	60 - 90	87,9	223,2	83,6	232,3	77,6	243,0	76,2	205,2	80,2	250,8
	90 - 120	100,6	323,8	97,0	329,3	87,0	330,1	91,0	296,2	80,0	330,8
FIN	0 - 30	72,4	72,4	74,6	74,6	84,4	84,4	69,5	69,5	84,9	84,9
	30 - 60	78,4	150,8	75,8	150,4	84,4	168,8	66,8	136,3	86,3	171,2
	60 - 90	74,8	225,6	55,6	206,0	70,6	239,5	59,1	195,4	59,8	231,0
	90 - 120	68,9	294,5	72,1	278,1	49,2	288,6	58,9	254,3	65,0	296,0
N2T1				Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
INI	0 - 30	71,1	71,1	75,7	75,7	83,6	83,6	70,3	70,3	86,5	86,5
	30 - 60	87,8	158,9	87,4	163,1	97,0	180,6	76,8	147,1	88,7	175,2
	60 - 90	98,3	257,2	97,3	260,5	105,6	286,2	88,9	236,0	90,2	265,4
	90 - 120	95,1	352,3	94,6	355,0	84,4	370,6	79,2	315,2	70,7	336,1
MED	0 - 30	67,2	67,2	68,4	68,4	83,0	83,0	61,5	61,5	87,4	87,4
	30 - 60	73,1	140,3	71,1	139,4	69,6	152,5	51,2	112,7	60,8	148,2
	60 - 90	80,1	220,4	59,5	199,0	63,8	216,3	57,9	170,6	49,7	197,9
	90 - 120	75,8	296,2	80,9	279,9	66,8	283,1	55,2	225,8	60,3	258,2
FIN	0 - 30	66,5	66,5	65,9	65,9	82,2	82,2	54,3	54,3	81,0	81,0
	30 - 60	75,5	142,1	63,5	129,3	68,4	150,7	46,7	101,0	55,1	136,1
	60 - 90	59,9	202,0	63,5	192,8	60,7	211,4	39,1	140,1	49,1	185,2
	90 - 120	70,8	272,8	56,7	249,5	45,4	256,8	51,8	192,0	47,3	232,5
N2T2				Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
INI	0 - 30	69,1	69,1	75,2	75,2	93,1	93,1	66,0	66,0	77,3	77,3
	30 - 60	82,2	151,3	77,1	152,3	87,9	181,0	64,1	130,1	70,9	148,2
	60 - 90	81,8	233,1	63,9	216,2	65,9	246,9	60,7	190,8	47,6	195,9
	90 - 120	79,3	312,4	74,7	290,9	64,8	311,8	68,6	259,4	46,8	242,6
MED	0 - 30	52,6	52,6	50,6	50,6	83,2	83,2	50,6	50,6	72,2	72,2
	30 - 60	44,4	97,0	48,0	98,6	46,5	129,7	38,0	88,6	43,6	115,8
	60 - 90	66,4	163,4	54,4	153,1	50,2	179,8	41,0	129,5	40,9	156,7
	90 - 120	76,2	239,6	79,8	232,8	71,0	250,9	64,1	193,7	71,0	227,7
FIN	0 - 30	57,7	57,7	64,8	64,8	88,0	88,0	65,7	65,7	82,2	82,2
	30 - 60	56,9	114,5	56,3	121,1	70,1	158,1	58,3	124,0	58,7	141,0
	60 - 90	58,6	173,1	51,0	172,0	55,1	213,2	50,0	174,0	49,7	190,6
	90 - 120	67,0	240,1	62,8	234,9	58,9	272,1	54,6	228,6	46,5	237,2

Tabla VIII 10. Contenido de agua en el suelo (CAS), en mm, en los horizontes analizados de los tratamientos experimentales realizados en la parcela experimental durante la campaña 2004. (continuación)

Unidades:		231		236		248	
mm	Día juliano: Prof. (cm)	18/08/2004		23/08/2004		04/09/2004	
		Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
N1T1							
INI	0 - 30	41,7	41,7	70,7	70,7	46,0	46,0
	30 - 60	27,5	69,2	31,8	102,5	42,6	88,6
	60 - 90	35,9	105,1	18,4	120,9	22,7	111,3
	90 - 120	28,1	133,2	18,6	139,5	25,1	136,4
MED	0 - 30	59,8	59,8	86,1	86,1	65,7	65,7
	30 - 60	71,0	130,7	87,2	173,3	75,1	140,8
	60 - 90	66,7	197,4	59,7	233,0	56,9	197,7
	90 - 120	61,4	258,8	51,6	284,6	44,3	242,0
FIN	0 - 30	72,3	72,3	89,7	89,7	69,4	69,4
	30 - 60	78,6	150,9	94,2	184,0	80,5	149,8
	60 - 90	77,7	228,6	86,5	270,5	63,7	213,6
	90 - 120	73,9	302,5	81,9	352,4	59,4	272,9
N1T2		Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
INI	0 - 30	60,2	60,2	81,9	81,9	72,8	72,8
	30 - 60	66,6	126,8	64,9	146,8	62,8	135,6
	60 - 90	44,4	171,2	43,2	190,0	42,4	178,0
	90 - 120	36,2	207,4	40,0	230,0	35,8	213,8
MED	0 - 30	65,4	65,4	84,6	84,6	74,6	74,6
	30 - 60	65,9	131,3	67,3	151,9	58,8	133,4
	60 - 90	60,5	191,8	56,0	207,9	50,0	183,4
	90 - 120	58,2	250,0	52,7	260,5	52,5	236,0
FIN	0 - 30	70,4	70,4	88,1	88,1	79,0	79,0
	30 - 60	58,3	128,7	70,9	159,0	59,4	138,4
	60 - 90	65,9	194,6	62,6	221,6	53,7	192,1
	90 - 120	55,6	250,2	50,2	271,7	48,4	240,5
N0		Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
INI	0 - 30	81,3	81,3	92,1	92,1	89,1	89,1
	30 - 60	84,1	165,5	94,6	186,7	92,3	181,4
	60 - 90	93,1	258,6	103,2	289,9	84,1	265,5
	90 - 120	87,1	345,7	90,8	380,7	86,6	352,1
MED	0 - 30	69,4	69,4	88,6	88,6	82,8	82,8
	30 - 60	72,5	141,9	83,8	172,4	63,5	146,1
	60 - 90	73,3	215,2	76,4	248,8	73,8	219,8
	90 - 120	85,2	300,4	83,2	332,0	79,0	298,8
FIN	0 - 30	76,7	76,7	86,5	86,5	81,5	81,5
	30 - 60	75,3	152,0	94,8	181,3	77,4	158,9
	60 - 90	68,1	220,1	84,9	266,1	60,7	219,6
	90 - 120	60,9	280,9	58,8	324,9	58,0	277,7
N2T1		Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
INI	0 - 30	73,7	73,7	83,7	83,7	80,9	80,9
	30 - 60	74,5	148,2	75,6	159,3	69,2	150,1
	60 - 90	74,9	223,1	75,4	234,7	71,0	221,1
	90 - 120	58,4	281,5	59,3	294,0	55,8	276,9
MED	0 - 30	58,0	58,0	78,0	78,0	68,6	68,6
	30 - 60	50,6	108,5	56,6	134,6	49,2	117,8
	60 - 90	49,4	158,0	43,2	177,8	46,2	164,0
	90 - 120	53,5	211,5	52,4	230,2	39,8	203,9
FIN	0 - 30	68,5	68,5	77,3	77,3	67,3	67,3
	30 - 60	59,1	127,6	54,0	131,3	41,6	108,9
	60 - 90	53,3	180,9	44,3	175,6	35,3	144,2
	90 - 120	49,4	230,3	29,8	205,4	32,9	177,1
N2T2		Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.	Indiv.	Acum.
INI	0 - 30	66,7	66,7	84,9	84,9	77,2	77,2
	30 - 60	59,4	126,1	68,0	152,9	54,4	131,6
	60 - 90	46,4	172,5	46,2	199,1	46,0	177,6
	90 - 120	60,7	233,2	54,7	253,9	45,9	223,4
MED	0 - 30	51,6	51,6	74,1	74,1	55,6	55,6
	30 - 60	36,5	88,1	40,4	114,5	37,1	92,8
	60 - 90	35,7	123,8	36,2	150,7	34,7	127,5
	90 - 120	59,0	182,8	52,6	203,3	48,1	175,6
FIN	0 - 30	68,8	68,8	87,2	87,2	61,9	61,9
	30 - 60	60,4	129,2	71,9	159,1	42,6	104,5
	60 - 90	50,1	179,3	45,7	204,8	39,0	143,6
	90 - 120	45,9	225,3	38,3	243,1	28,5	172,1

8.7. REGISTROS CLIMÁTICOS EN LA PARCELA EXPERIMENTAL

Tabla VIII 11. Datos climáticos registrados en la estación climática de la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia (La Tallada d'Empordà) durante el año 2003.

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
01/01/2003	1	2,0	13,1	4,3	0,40	0,2
02/01/2003	2	5,3	22,2	5,3	0,53	0,0
03/01/2003	3	6,7	20,2	7,0	0,71	0,0
04/01/2003	4	4,1	12,7	2,8	0,24	0,2
05/01/2003	5	4,7	7,8	2,5	0,19	0,2
06/01/2003	6	1,0	6,7	0,2	0,00	88,3
07/01/2003	7	-1,4	9,0	5,5	0,42	0,0
08/01/2003	8	-0,4	7,2	1,8	0,11	4,3
09/01/2003	9	0,4	10,2	5,7	0,49	1,5
10/01/2003	10	0,3	11,3	6,6	0,43	0,0
11/01/2003	11	-2,4	9,4	8,4	0,56	0,0
12/01/2003	12	-3,7	7,8	8,2	0,61	0,0
13/01/2003	13	-3,9	10,6	8,2	0,57	0,0
14/01/2003	14	-2,2	14,3	8,3	0,71	0,2
15/01/2003	15	-2,2	11,9	8,1	0,66	0,0
16/01/2003	16	-2,3	13,2	7,8	0,68	0,2
17/01/2003	17	-1,1	12,3	8,0	0,67	0,2
18/01/2003	18	-2,3	13,6	7,6	0,63	0,2
19/01/2003	19	-0,6	12,2	3,5	0,30	3,7
20/01/2003	20	0,2	15,1	8,2	0,65	0,2
21/01/2003	21	3,9	16,6	8,7	0,93	0,0
22/01/2003	22	0,3	15,1	8,5	0,82	0,0
23/01/2003	23	2,8	13,9	9,4	1,01	0,2
24/01/2003	24	8,7	13,0	9,2	1,11	0,0
25/01/2003	25	7,9	16,8	9,8	1,84	0,0
26/01/2003	26	7,4	15,6	4,5	0,83	0,0
27/01/2003	27	13,0	21,3	8,1	1,23	0,0
28/01/2003	28	8,9	19,1	9,4	1,14	0,0
29/01/2003	29	2,2	13,2	8,5	0,89	0,0
30/01/2003	30	1,2	10,1	7,8	0,73	0,0
31/01/2003	31	2,2	6,5	5,1	0,82	0,0
01/02/2003	32	0,9	11,4	10,5	1,18	0,0
02/02/2003	33	-0,6	14,0	10,4	1,03	0,0
03/02/2003	34	-0,7	14,4	8,1	0,74	0,0
04/02/2003	35	2,7	11,7	5,6	0,49	1,5
05/02/2003	36	4,6	11,6	10,1	1,12	0,0
06/02/2003	37	-0,4	11,7	11,2	1,10	0,0
07/02/2003	38	-3,9	11,1	9,2	0,83	0,0
08/02/2003	39	-2,9	13,2	10,9	1,00	0,0
09/02/2003	40	-2,1	14,0	10,5	0,92	0,2

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
10/02/2003	41	0,4	12,8	8,5	0,82	1,5
11/02/2003	42	-1,6	12,2	9,0	0,85	0,0
12/02/2003	43	6,1	9,8	2,7	0,23	0,0
13/02/2003	44	4,6	10,3	6,4	0,44	0,0
14/02/2003	45	0,1	8,9	8,3	0,56	0,0
15/02/2003	46	-0,8	8,0	7,2	0,44	0,0
16/02/2003	47	-4,2	11,2	12,7	1,21	0,2
17/02/2003	48	0,9	5,7	7,4	0,53	0,0
18/02/2003	49	-1,5	9,6	8,3	0,80	0,0
19/02/2003	50	-1,1	9,8	2,0	0,18	14,3
20/02/2003	51	5,8	11,3	2,2	0,17	22,3
21/02/2003	52	6,2	10,1	5,5	0,38	15,8
22/02/2003	53	2,9	13,3	7,3	0,71	3,2
23/02/2003	54	7,5	14,8	10,6	0,93	0,7
24/02/2003	55	6,5	13,8	7,1	0,54	0,7
25/02/2003	56	9,4	13,0	3,5	0,28	2,8
26/02/2003	57	9,5	13,0	1,0	0,06	40,8
27/02/2003	58	8,2	13,5	5,7	0,60	11,5
28/02/2003	59	6,0	15,5	13,9	1,39	0,0
01/03/2003	60	4,4	17,3	8,2	0,76	0,2
02/03/2003	61	5,8	16,7	11,2	1,29	0,0
03/03/2003	62	8,4	15,8	9,1	1,08	1,1
04/03/2003	63	5,0	19,1	14,9	1,70	0,2
05/03/2003	64	3,5	18,4	15,1	1,49	0,2
06/03/2003	65	10,4	17,2	7,1	0,83	0,7
07/03/2003	66	3,9	15,0	14,9	1,54	0,0
08/03/2003	67	5,0	17,4	14,3	1,60	0,0
09/03/2003	68	4,3	14,9	14,8	1,52	0,2
10/03/2003	69	5,2	18,8	17,3	2,10	0,0
11/03/2003	70	2,4	18,6	16,9	2,21	0,2
12/03/2003	71	2,8	16,0	15,1	1,85	0,2
13/03/2003	72	3,7	15,8	16,8	2,21	0,2
14/03/2003	73	5,7	15,9	14,2	1,89	0,0
15/03/2003	74	8,1	14,3	8,7	1,21	0,2
16/03/2003	75	2,5	14,2	17,7	2,23	0,0
17/03/2003	76	-0,8	15,5	19,0	2,34	0,2
18/03/2003	77	-0,1	16,1	16,6	2,13	0,2
19/03/2003	78	3,5	18,9	19,6	2,71	0,2
20/03/2003	79	0,7	19,8	19,5	2,96	0,0
21/03/2003	80	1,6	18,0	18,7	2,74	0,0
22/03/2003	81	1,9	17,9	18,9	2,50	0,2
23/03/2003	82	4,7	16,6	18,5	2,34	0,0
24/03/2003	83	2,8	18,4	19,6	2,67	0,4
25/03/2003	84	1,6	18,5	19,2	2,69	0,2
26/03/2003	85	1,9	16,7	19,4	2,43	0,2
27/03/2003	86	7,5	17,2	14,0	1,83	0,0
28/03/2003	87	11,6	14,2	3,1	0,45	13,8
29/03/2003	88	11,2	16,3	11,4	1,42	0,2
30/03/2003	89	11,6	13,9	2,9	0,36	32,8

Fecha	Día juliano	Tª mín. (°C)	Tª máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
31/03/2003	90	10,9	20,4	19,3	2,83	0,0
01/04/2003	91	8,8	21,0	18,4	2,72	0,2
02/04/2003	92	8,2	14,6	5,4	0,97	6,1
03/04/2003	93	7,5	12,3	22,5	2,80	0,0
04/04/2003	94	7,2	14,9	22,5	3,28	0,0
05/04/2003	95	1,3	18,4	23,2	3,27	0,0
06/04/2003	96	6,0	22,6	23,2	4,50	0,0
07/04/2003	97	3,0	14,9	23,3	2,94	0,0
08/04/2003	98	3,4	10,8	2,8	0,37	6,3
09/04/2003	99	7,9	17,1	20,3	2,68	17,5
10/04/2003	100	6,5	15,4	20,0	2,61	10,6
11/04/2003	101	4,8	20,6	17,8	2,41	0,0
12/04/2003	102	5,1	17,3	19,8	2,69	0,0
13/04/2003	103	5,8	17,9	22,1	2,84	0,2
14/04/2003	104	12,3	15,3	5,1	0,78	0,0
15/04/2003	105	9,5	18,8	20,0	2,81	0,4
16/04/2003	106	9,6	18,6	19,7	2,89	0,0
17/04/2003	107	6,8	22,8	20,3	3,41	0,0
18/04/2003	108	9,0	24,0	21,0	3,46	0,0
19/04/2003	109	9,8	23,5	15,2	2,88	0,0
20/04/2003	110	11,0	20,8	19,6	3,10	0,0
21/04/2003	111	7,5	19,9	20,5	3,00	0,0
22/04/2003	112	5,9	18,8	24,0	3,29	0,2
23/04/2003	113	5,7	21,7	24,0	3,91	0,2
24/04/2003	114	6,8	24,1	23,6	3,88	0,0
25/04/2003	115	11,4	23,8	22,9	4,23	0,0
26/04/2003	116	11,3	24,1	16,7	2,72	0,2
27/04/2003	117	11,0	23,2	25,4	4,31	0,0
28/04/2003	118	12,1	23,7	25,2	4,49	0,0
29/04/2003	119	10,7	20,8	18,2	2,65	0,0
30/04/2003	120	9,7	22,6	11,2	1,81	0,0
01/05/2003	121	7,4	20,9	21,5	3,58	0,0
02/05/2003	122	11,2	21,9	22,4	3,38	0,2
03/05/2003	123	10,1	23,3	26,4	4,55	0,0
04/05/2003	124	8,4	24,0	20,6	3,49	0,0
05/05/2003	125	10,4	21,7	14,2	2,25	0,0
06/05/2003	126	15,4	21,5	11,8	2,55	0,2
07/05/2003	127	12,1	20,5	18,1	2,89	0,2
08/05/2003	128	9,2	25,0	22,9	3,85	0,0
09/05/2003	129	11,2	25,2	23,3	4,13	0,2
10/05/2003	130	12,0	24,0	22,3	3,84	0,0
11/05/2003	131	9,8	23,0	21,7	3,55	0,2
12/05/2003	132	13,7	24,7	22,4	3,92	0,0
13/05/2003	133	15,6	22,1	7,5	1,37	0,0
14/05/2003	134	13,9	21,0	21,5	3,49	0,0
15/05/2003	135	11,1	21,2	20,9	3,63	0,0
16/05/2003	136	8,8	22,8	21,3	3,46	1,1
17/05/2003	137	12,2	21,4	14,8	2,37	5,8
18/05/2003	138	10,9	26,8	25,8	4,48	0,0

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
19/05/2003	139	12,6	29,2	25,1	4,37	5,0
20/05/2003	140	13,1	20,9	11,2	1,98	0,0
21/05/2003	141	12,8	23,4	22,2	3,71	0,0
22/05/2003	142	11,9	24,3	25,0	4,13	0,0
23/05/2003	143	11,3	27,6	28,5	5,21	0,2
24/05/2003	144	11,3	26,3	22,1	3,85	0,2
25/05/2003	145	11,4	17,4	8,2	1,57	9,5
26/05/2003	146	11,7	18,8	7,2	1,45	11,7
27/05/2003	147	15,5	24,3	19,8	3,72	0,0
28/05/2003	148	14,3	27,2	22,0	3,87	0,0
29/05/2003	149	12,8	29,4	28,0	5,16	0,0
30/05/2003	150	15,3	29,3	24,0	4,28	0,0
31/05/2003	151	14,8	27,4	25,8	4,48	0,0
01/06/2003	152	14,6	30,3	25,0	4,65	0,0
02/06/2003	153	15,3	25,2	18,9	3,15	0,0
03/06/2003	154	14,6	29,1	17,7	3,76	0,2
04/06/2003	155	14,2	27,7	27,4	4,99	0,0
05/06/2003	156	14,8	22,9	9,8	1,51	6,5
06/06/2003	157	14,7	26,1	19,6	3,54	0,2
07/06/2003	158	15,4	28,1	27,0	4,78	0,0
08/06/2003	159	15,3	28,2	24,9	4,59	0,0
09/06/2003	160	16,2	31,5	26,6	5,36	0,0
10/06/2003	161	16,4	30,9	27,6	5,82	0,0
11/06/2003	162	16,3	32,1	26,9	5,36	0,0
12/06/2003	163	15,9	33,4	27,6	6,07	0,0
13/06/2003	164	15,2	32,6	28,4	5,59	0,0
14/06/2003	165	17,3	31,4	26,5	5,18	0,0
15/06/2003	166	20,0	35,6	18,6	3,81	1,1
16/06/2003	167	17,8	32,8	24,8	5,00	0,0
17/06/2003	168	19,0	30,5	20,5	3,99	0,0
18/06/2003	169	19,4	28,4	27,9	5,23	0,0
19/06/2003	170	14,9	33,3	30,6	6,72	0,0
20/06/2003	171	17,5	34,6	30,8	6,29	0,0
21/06/2003	172	16,5	34,2	28,9	6,17	0,0
22/06/2003	173	17,5	36,8	28,5	6,22	0,0
23/06/2003	174	14,2	31,1	28,4	5,67	0,0
24/06/2003	175	18,2	28,3	16,3	3,07	0,0
25/06/2003	176	20,7	28,3	20,4	3,72	0,0
26/06/2003	177	20,2	30,8	25,3	4,96	0,2
27/06/2003	178	18,8	30,8	16,7	3,25	0,7
28/06/2003	179	17,1	29,6	18,9	3,67	0,0
29/06/2003	180	18,5	32,1	26,5	5,37	0,0
30/06/2003	181	20,3	34,8	27,9	6,14	0,0
01/07/2003	182	17,6	29,3	27,7	5,28	0,0
02/07/2003	183	13,9	26,5	20,6	3,85	3,5
03/07/2003	184	16,2	25,5	13,2	2,42	3,5
04/07/2003	185	15,2	26,1	18,6	3,40	0,2
05/07/2003	186	17,5	26,9	24,6	4,61	0,0
06/07/2003	187	16,4	27,7	22,9	4,22	0,7

Fecha	Día juliano	Tª mín. (°C)	Tª máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
07/07/2003	188	15,7	30,8	23,9	4,69	0,2
08/07/2003	189	17,2	30,7	21,5	4,44	0,0
09/07/2003	190	18,6	29,1	13,1	2,67	0,9
10/07/2003	191	16,7	32,3	27,6	5,65	0,0
11/07/2003	192	18,1	33,8	27,2	5,92	0,0
12/07/2003	193	18,0	32,9	27,2	5,90	0,0
13/07/2003	194	17,4	34,4	27,2	5,69	0,0
14/07/2003	195	16,7	29,4	27,8	5,07	0,0
15/07/2003	196	19,5	31,0	26,8	5,21	0,0
16/07/2003	197	19,2	31,3	26,4	5,06	0,0
17/07/2003	198	15,6	28,0	27,6	5,09	0,0
18/07/2003	199	16,8	30,6	27,6	5,41	0,0
19/07/2003	200	19,2	33,0	26,8	5,35	0,0
20/07/2003	201	22,0	30,2	16,7	3,24	0,0
21/07/2003	202	19,8	31,4	25,1	4,69	0,0
22/07/2003	203	20,6	31,1	25,4	4,92	0,0
23/07/2003	204	19,6	32,2	21,5	4,51	0,0
24/07/2003	205	18,0	29,4	20,4	3,97	0,0
25/07/2003	206	18,3	33,3	25,7	5,36	0,0
26/07/2003	207	20,4	32,4	24,5	5,16	0,0
27/07/2003	208	20,9	31,0	17,8	3,58	0,0
28/07/2003	209	19,3	29,9	24,4	4,76	0,0
29/07/2003	210	20,3	31,9	27,1	5,45	0,0
30/07/2003	211	19,1	31,6	22,4	4,53	0,9
31/07/2003	212	17,4	29,6	22,3	4,39	0,2
01/08/2003	213	18,2	31,0	27,2	5,49	0,0
02/08/2003	214	16,5	34,1	26,5	5,54	0,0
03/08/2003	215	17,0	34,3	26,6	5,40	0,0
04/08/2003	216	16,1	35,4	23,9	5,40	0,0
05/08/2003	217	16,7	35,1	24,4	5,29	0,0
06/08/2003	218	16,5	35,9	24,6	5,43	0,0
07/08/2003	219	17,3	35,1	21,0	4,40	0,0
08/08/2003	220	18,9	35,2	22,5	5,10	0,0
09/08/2003	221	18,4	32,9	23,2	4,64	0,0
10/08/2003	222	18,3	35,6	21,9	4,99	0,0
11/08/2003	223	17,5	38,6	22,3	5,18	0,0
12/08/2003	224	18,5	39,6	21,3	4,93	0,0
13/08/2003	225	18,1	40,1	20,9	4,80	0,0
14/08/2003	226	18,6	38,5	19,2	4,28	0,0
15/08/2003	227	19,8	32,1	18,2	3,77	0,0
16/08/2003	228	18,8	31,4	18,8	3,89	0,0
17/08/2003	229	19,3	27,0	11,9	2,11	23,8
18/08/2003	230	19,6	29,0	18,1	3,39	0,2
19/08/2003	231	17,2	32,2	20,8	4,28	0,0
20/08/2003	232	17,4	31,0	17,7	3,75	6,7
21/08/2003	233	18,7	30,3	19,7	3,95	0,2
22/08/2003	234	18,3	30,4	20,8	4,11	0,0
23/08/2003	235	20,0	33,6	19,9	4,43	0,0
24/08/2003	236	19,4	31,1	18,6	3,64	21,6

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
25/08/2003	237	17,6	31,9	21,0	4,20	0,0
26/08/2003	238	19,6	32,9	19,9	4,10	0,2
27/08/2003	239	19,4	35,4	20,9	4,90	0,0
28/08/2003	240	19,6	32,2	18,8	4,13	0,0
29/08/2003	241	19,4	33,3	23,0	4,83	0,0
30/08/2003	242	15,6	27,5	21,1	3,89	0,0
31/08/2003	243	17,6	26,5	14,9	2,82	10,6
01/09/2003	244	16,4	26,1	14,4	2,59	3,0
02/09/2003	245	16,1	25,6	15,2	2,63	2,8
03/09/2003	246	13,5	25,0	17,8	3,14	0,0
04/09/2003	247	13,1	26,0	12,0	2,28	0,2
05/09/2003	248	16,7	27,7	9,3	1,77	14,9
06/09/2003	249	16,1	26,3	16,9	2,95	0,0
07/09/2003	250	15,8	25,3	6,9	1,17	12,5
08/09/2003	251	14,1	23,9	16,3	2,68	0,2
09/09/2003	252	16,3	24,5	16,4	3,07	0,2
10/09/2003	253	16,6	27,7	19,8	3,61	0,0
11/09/2003	254	12,3	27,3	20,1	3,47	0,0
12/09/2003	255	20,3	29,0	21,0	4,38	0,0
13/09/2003	256	16,3	28,7	19,6	3,79	0,0
14/09/2003	257	12,7	24,1	17,7	3,03	0,0
15/09/2003	258	10,7	24,5	19,8	3,34	0,0
16/09/2003	259	9,3	25,4	20,1	3,39	0,2
17/09/2003	260	9,5	26,6	19,9	3,55	0,0
18/09/2003	261	9,8	27,7	19,8	3,70	0,2
19/09/2003	262	10,5	25,6	19,1	3,28	0,2
20/09/2003	263	13,1	26,6	16,4	2,92	0,2
21/09/2003	264	14,5	27,2	16,0	2,95	0,2
22/09/2003	265	17,9	28,8	15,6	3,06	4,6
23/09/2003	266	15,2	25,5	14,7	2,50	0,8
24/09/2003	267	15,5	23,9	13,1	2,40	0,0
25/09/2003	268	11,4	24,8	17,7	2,91	0,0
26/09/2003	269	14,9	23,7	13,4	2,20	0,0
27/09/2003	270	14,3	19,3	2,5	0,38	10,4
28/09/2003	271	17,5	23,9	8,2	1,34	18,9
29/09/2003	272	15,9	23,3	9,6	1,58	4,6
30/09/2003	273	14,4	23,5	7,9	1,27	13,1
01/10/2003	274	17,2	28,2	12,4	2,47	1,8
02/10/2003	275	15,2	27,9	12,5	2,42	0,0
03/10/2003	276	15,6	28,6	14,5	2,56	0,0
04/10/2003	277	14,9	21,3	4,0	0,69	2,6
05/10/2003	278	11,4	17,2	8,3	1,78	0,8
06/10/2003	279	5,2	18,6	13,0	1,79	0,0
07/10/2003	280	5,0	21,6	14,5	2,19	0,0
08/10/2003	281	8,9	22,9	9,4	1,68	0,2
09/10/2003	282	10,8	25,0	14,0	2,55	0,0
10/10/2003	283	10,6	22,8	13,9	2,28	0,0
11/10/2003	284	8,0	22,5	13,4	2,13	0,2
12/10/2003	285	14,2	24,4	7,0	1,33	0,0

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
13/10/2003	286	15,0	20,3	4,5	0,68	8,0
14/10/2003	287	14,5	20,9	9,2	1,38	0,2
15/10/2003	288	17,0	18,8	1,2	0,36	5,4
16/10/2003	289	12,5	18,0	6,7	1,23	32,4
17/10/2003	290	12,7	17,5	2,4	0,56	65,3
18/10/2003	291	11,4	15,0	1,1	0,23	28,7
19/10/2003	292	10,6	19,5	5,0	0,77	34,0
20/10/2003	293	12,0	20,5	11,5	1,67	0,0
21/10/2003	294	9,9	16,6	7,6	1,11	0,2
22/10/2003	295	8,7	15,9	5,3	0,73	0,8
23/10/2003	296	5,7	17,0	7,7	1,12	0,2
24/10/2003	297	6,3	13,9	8,5	1,23	2,0
25/10/2003	298	0,9	14,6	10,0	1,24	0,0
26/10/2003	299	4,9	8,9	1,0	0,14	19,3
27/10/2003	300	8,4	13,9	5,2	0,64	0,6
28/10/2003	301	10,4	16,9	4,6	0,61	1,2
29/10/2003	302	8,5	17,4	7,8	1,09	0,0
30/10/2003	303	5,3	17,3	6,9	0,94	0,0
31/10/2003	304	10,7	19,1	2,7	0,74	6,8
01/11/2003	305	5,8	17,3	9,4	1,16	0,0
02/11/2003	306	4,6	18,2	9,5	1,29	0,2
03/11/2003	307	4,0	19,0	9,6	1,21	0,4
04/11/2003	308	5,0	20,8	9,3	1,30	0,0
05/11/2003	309	4,1	18,9	8,8	1,14	0,4
06/11/2003	310	5,0	19,4	9,7	1,28	0,0
07/11/2003	311	3,7	16,8	8,5	1,00	0,4
08/11/2003	312	9,4	12,7	1,8	0,22	0,2
09/11/2003	313	11,7	18,4	3,0	0,39	0,4
10/11/2003	314	12,2	18,4	4,4	0,60	0,0
11/11/2003	315	9,7	17,9	4,5	0,57	0,2
12/11/2003	316	8,5	17,7	4,7	0,58	0,4
13/11/2003	317	7,2	17,3	3,8	0,56	0,2
14/11/2003	318	5,9	16,6	6,1	0,73	0,2
15/11/2003	319	3,6	16,9	5,4	0,64	4,2
16/11/2003	320	12,7	17,5	1,5	0,16	1,0
17/11/2003	321	4,5	17,0	4,6	0,82	0,0
18/11/2003	322	2,2	18,9	7,6	0,99	0,0
19/11/2003	323	2,5	15,7	6,9	0,78	0,2
20/11/2003	324	8,4	15,8	2,7	0,34	0,0
21/11/2003	325	11,2	19,0	4,5	0,58	0,6
22/11/2003	326	9,6	18,8	4,8	0,56	0,8
23/11/2003	327	13,3	19,2	2,6	0,47	6,4
24/11/2003	328	8,4	17,9	5,8	0,77	0,6
25/11/2003	329	7,3	17,1	5,9	0,78	0,2
26/11/2003	330	2,8	16,4	6,8	0,75	0,0
27/11/2003	331	3,7	14,5	3,3	0,40	2,6
28/11/2003	332	3,2	14,9	5,5	0,62	0,0
29/11/2003	333	0,4	16,5	6,0	0,65	0,2
30/11/2003	334	7,0	16,7	5,6	0,67	0,0

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
01/12/2003	335	9,7	15,1	0,9	0,11	10,0
02/12/2003	336	7,7	11,4	1,5	0,14	11,0
03/12/2003	337	8,1	11,1	1,2	0,13	40,8
04/12/2003	338	8,7	15,2	6,6	0,82	82,2
05/12/2003	339	9,0	14,7	5,1	0,55	12,9
06/12/2003	340	7,5	17,3	6,8	0,77	0,0
07/12/2003	341	5,3	12,3	4,3	0,44	9,0
08/12/2003	342	1,1	12,8	6,3	0,70	2,2
09/12/2003	343	-0,9	13,6	7,8	0,70	0,2
10/12/2003	344	2,3	11,5	2,4	0,26	0,8
11/12/2003	345	-0,1	14,1	7,5	0,71	0,2
12/12/2003	346	1,9	19,5	7,5	0,80	0,2
13/12/2003	347	4,7	18,8	6,9	0,76	0,0
14/12/2003	348	5,4	19,1	5,0	0,55	0,2
15/12/2003	349	3,1	14,2	7,4	1,00	0,0
16/12/2003	350	0,9	14,5	7,5	0,79	0,0
17/12/2003	351	-0,8	12,9	6,0	0,54	0,0
18/12/2003	352	7,4	14,8	3,5	0,41	2,2
19/12/2003	353	5,6	12,1	1,6	0,27	1,0
20/12/2003	354	1,8	15,1	6,4	0,67	0,2
21/12/2003	355	4,7	16,4	6,4	0,66	0,0
22/12/2003	356	4,2	9,9	7,4	0,98	3,0
23/12/2003	357	4,0	9,8	5,5	1,09	0,0
24/12/2003	358	2,6	14,0	7,2	1,16	0,0
25/12/2003	359	-0,3	14,0	7,3	0,69	0,0
26/12/2003	360	-1,7	13,8	7,2	0,64	0,2
27/12/2003	361	3,9	13,6	6,3	0,60	0,0
28/12/2003	362	8,3	12,0	1,1	0,16	3,4
29/12/2003	363	1,2	12,0	6,1	0,58	0,0
30/12/2003	364	-1,0	14,2	6,8	0,63	0,0
31/12/2003	365	1,6	10,9	7,5	0,96	0,0

Tabla VIII 12. Datos climáticos registrados en la estación climática de la Estación Experimental Agrícola IRTA-Mas Badia (La Tallada d'Empordà) durante el año 2004.

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
01/01/2004	1	-2,6	9,7	4,8	0,41	0,0
02/01/2004	2	4,3	12,5	8,0	1,14	0,2
03/01/2004	3	-1,7	13,7	8,0	0,80	0,0
04/01/2004	4	-2,2	13,8	7,5	0,70	0,0
05/01/2004	5	-1,1	13,4	7,0	0,67	0,0
06/01/2004	6	-1,9	11,3	4,0	0,34	0,0
07/01/2004	7	-1,1	9,6	3,8	0,32	0,2
08/01/2004	8	-0,9	11,7	6,0	0,56	0,2
09/01/2004	9	2,8	14,0	3,6	0,35	0,0
10/01/2004	10	5,3	16,7	4,3	0,51	0,2
11/01/2004	11	3,1	18,9	7,2	0,80	0,2
12/01/2004	12	3,4	14,9	3,0	0,26	0,2
13/01/2004	13	3,5	16,1	3,8	0,38	0,0
14/01/2004	14	5,7	17,8	6,0	0,66	0,2
15/01/2004	15	3,8	14,5	5,4	0,51	0,0
16/01/2004	16	1,9	13,9	7,3	0,76	0,0
17/01/2004	17	0,9	14,6	6,0	0,71	2,4
18/01/2004	18	1,0	11,4	5,0	0,94	0,2
19/01/2004	19	5,9	12,5	9,2	1,95	0,0
20/01/2004	20	3,7	12,2	5,5	0,58	0,2
21/01/2004	21	4,0	15,9	8,1	1,26	0,0
22/01/2004	22	2,2	14,2	6,8	0,76	0,0
23/01/2004	23	6,8	10,4	2,0	0,20	7,6
24/01/2004	24	5,0	9,9	1,7	0,16	5,4
25/01/2004	25	5,8	11,2	3,7	0,44	0,0
26/01/2004	26	5,9	12,4	6,3	0,64	0,2
27/01/2004	27	3,0	10,2	0,9	0,10	9,6
28/01/2004	28	0,1	12,0	10,1	1,14	0,0
29/01/2004	29	-2,1	10,3	9,8	1,22	0,2
30/01/2004	30	-1,9	13,3	8,7	1,06	0,0
31/01/2004	31	7,0	16,2	9,0	1,19	0,0
01/02/2004	32	3,7	13,7	8,1	0,87	0,0
02/02/2004	33	6,7	15,5	7,5	0,88	0,0
03/02/2004	34	8,2	11,4	4,3	0,45	0,0
04/02/2004	35	8,3	13,3	4,7	0,54	0,2
05/02/2004	36	6,0	14,9	8,0	0,93	0,0
06/02/2004	37	6,7	10,9	3,6	0,36	0,4
07/02/2004	38	8,5	16,0	7,7	0,91	0,0
08/02/2004	39	6,2	14,5	8,5	1,09	0,0
09/02/2004	40	1,0	15,9	11,3	1,37	0,0
10/02/2004	41	-1,4	14,5	11,4	1,30	0,2
11/02/2004	42	-2,0	19,3	10,8	1,25	0,2
12/02/2004	43	-0,3	17,4	11,4	1,52	0,0
13/02/2004	44	-0,2	14,4	11,4	1,37	0,0
14/02/2004	45	1,2	13,9	9,0	1,01	0,0
15/02/2004	46	0,2	16,7	11,0	1,37	0,2

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
16/02/2004	47	1,9	8,0	1,1	0,19	5,0
17/02/2004	48	2,2	13,6	11,6	1,50	0,0
18/02/2004	49	0,4	12,5	7,6	1,01	1,2
19/02/2004	50	0,3	11,6	11,1	1,30	0,2
20/02/2004	51	-1,5	13,3	6,6	0,74	33,0
21/02/2004	52	10,1	14,2	1,5	0,22	9,6
22/02/2004	53	5,6	15,4	6,3	0,76	0,0
23/02/2004	54	1,6	14,5	9,9	1,16	0,8
24/02/2004	55	3,6	10,6	9,3	1,09	0,0
25/02/2004	56	4,6	9,4	4,0	0,48	0,4
26/02/2004	57	4,4	9,1	4,2	0,62	11,9
27/02/2004	58	-0,8	10,1	7,6	0,92	0,0
28/02/2004	59	-2,0	10,7	12,8	1,63	0,0
29/02/2004	60	-2,6	7,9	11,4	1,47	0,2
01/03/2004	61	-2,7	8,3	14,8	1,76	0,0
02/03/2004	62	-1,1	10,8	14,7	1,93	0,0
03/03/2004	63	-1,5	16,1	15,5	1,99	0,0
04/03/2004	64	-0,9	18,4	13,5	1,94	0,0
05/03/2004	65	4,9	16,4	9,0	1,22	0,0
06/03/2004	66	6,3	15,6	12,8	1,68	0,0
07/03/2004	67	2,3	15,2	12,4	1,74	0,0
08/03/2004	68	7,1	13,1	14,1	2,26	0,0
09/03/2004	69	-0,8	14,6	16,1	2,06	0,0
10/03/2004	70	0,0	11,1	6,7	0,84	0,0
11/03/2004	71	4,3	12,9	14,4	1,80	0,0
12/03/2004	72	4,6	15,3	6,5	0,94	0,2
13/03/2004	73	9,2	13,1	1,6	0,28	5,0
14/03/2004	74	6,1	14,1	7,3	0,97	0,0
15/03/2004	75	6,9	16,8	15,7	2,02	0,0
16/03/2004	76	4,5	17,3	16,5	2,19	0,2
17/03/2004	77	5,6	19,0	14,9	2,04	0,2
18/03/2004	78	5,6	16,4	12,1	1,60	0,0
19/03/2004	79	4,7	19,0	16,7	2,37	0,0
20/03/2004	80	9,1	20,1	12,9	1,94	0,0
21/03/2004	81	6,1	16,2	9,0	1,25	0,2
22/03/2004	82	3,3	11,7	5,8	0,78	0,4
23/03/2004	83	1,4	13,8	20,3	2,81	0,2
24/03/2004	84	-1,1	14,4	20,1	2,71	0,0
25/03/2004	85	-0,6	14,4	18,8	2,63	0,0
26/03/2004	86	1,2	14,4	16,9	2,22	0,0
27/03/2004	87	4,9	9,0	5,0	0,66	1,2
28/03/2004	88	3,7	14,3	13,3	1,68	0,0
29/03/2004	89	8,1	14,5	6,4	0,99	26,9
30/03/2004	90	10,9	15,6	11,0	1,37	23,5
31/03/2004	91	11,0	18,3	14,7	2,13	0,2
01/04/2004	92	7,2	18,6	19,9	2,92	0,0
02/04/2004	93	9,3	17,5	11,1	1,62	1,0
03/04/2004	94	6,2	19,5	22,1	3,15	0,2
04/04/2004	95	4,8	20,4	21,2	3,14	0,0

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
05/04/2004	96	7,1	21,1	20,6	2,98	0,0
06/04/2004	97	10,1	14,1	4,2	0,62	0,0
07/04/2004	98	8,6	12,7	3,0	0,46	2,0
08/04/2004	99	7,3	12,9	6,0	0,82	2,6
09/04/2004	100	2,7	15,1	20,7	2,90	0,0
10/04/2004	101	0,4	15,1	19,8	2,87	0,2
11/04/2004	102	1,8	16,1	20,9	3,24	0,0
12/04/2004	103	5,1	16,9	16,0	2,39	0,0
13/04/2004	104	3,4	18,6	18,2	2,98	0,0
14/04/2004	105	6,7	13,7	6,4	0,91	7,2
15/04/2004	106	3,4	16,9	21,4	2,78	0,8
16/04/2004	107	11,3	13,7	1,9	0,35	97,7
17/04/2004	108	10,1	18,1	12,2	1,83	7,2
18/04/2004	109	7,1	20,2	16,8	2,52	7,0
19/04/2004	110	6,7	16,6	21,9	3,02	2,4
20/04/2004	111	6,4	19,8	22,4	3,42	0,0
21/04/2004	112	6,6	23,7	25,3	4,12	0,0
22/04/2004	113	12,4	18,0	8,1	1,27	0,6
23/04/2004	114	14,5	20,9	16,5	3,21	0,0
24/04/2004	115	10,5	24,1	25,4	4,23	0,0
25/04/2004	116	8,3	21,3	26,2	4,10	0,0
26/04/2004	117	6,1	22,5	25,0	3,92	0,0
27/04/2004	118	8,0	21,9	24,4	3,86	0,0
28/04/2004	119	12,0	18,8	18,7	2,72	12,7
29/04/2004	120	11,9	14,3	3,0	0,43	40,8
30/04/2004	121	7,2	18,7	18,6	2,50	3,2
01/05/2004	122	4,9	20,0	23,1	3,42	0,6
02/05/2004	123	8,3	18,1	14,0	2,05	0,6
03/05/2004	124	12,3	13,9	0,8	0,33	33,4
04/05/2004	125	11,7	19,6	15,3	2,57	5,2
05/05/2004	126	7,9	12,1	4,2	0,51	31,4
06/05/2004	127	7,2	15,7	19,0	2,51	1,0
07/05/2004	128	6,4	16,3	15,1	2,07	15,5
08/05/2004	129	5,8	17,0	26,2	3,49	0,4
09/05/2004	130	7,6	16,3	26,9	3,47	0,0
10/05/2004	131	9,7	16,8	11,5	1,63	1,2
11/05/2004	132	9,1	14,9	5,2	0,71	15,7
12/05/2004	133	12,0	20,2	18,0	2,70	8,6
13/05/2004	134	9,3	23,2	26,2	4,47	0,2
14/05/2004	135	10,8	21,7	27,5	4,25	0,0
15/05/2004	136	9,1	23,3	28,1	4,44	0,0
16/05/2004	137	9,2	25,2	28,1	4,79	0,0
17/05/2004	138	11,4	22,4	27,3	4,23	0,0
18/05/2004	139	9,4	24,2	28,1	4,65	0,0
19/05/2004	140	10,3	25,8	28,2	4,67	0,0
20/05/2004	141	11,4	26,1	28,9	5,06	0,2
21/05/2004	142	9,6	22,6	23,3	3,74	0,0
22/05/2004	143	11,4	22,6	17,0	2,78	2,4
23/05/2004	144	11,3	22,5	26,3	4,08	0,0

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
24/05/2004	145	9,0	22,0	27,8	4,31	0,2
25/05/2004	146	10,2	21,7	23,2	3,69	0,2
26/05/2004	147	10,2	19,8	14,3	2,20	0,0
27/05/2004	148	8,9	23,9	23,5	3,76	0,0
28/05/2004	149	10,7	24,4	21,7	3,77	0,2
29/05/2004	150	14,3	24,1	23,2	4,08	0,0
30/05/2004	151	12,6	22,6	14,2	2,32	1,6
31/05/2004	152	15,8	25,1	16,2	2,69	0,0
01/06/2004	153	16,6	25,5	17,7	3,07	0,0
02/06/2004	154	17,5	25,6	21,1	3,79	0,0
03/06/2004	155	14,8	26,7	28,7	5,66	0,0
04/06/2004	156	11,2	28,6	28,8	5,62	0,0
05/06/2004	157	14,2	28,7	28,5	5,25	0,0
06/06/2004	158	13,7	27,4	29,2	5,14	0,0
07/06/2004	159	12,0	25,1	28,2	4,73	0,0
08/06/2004	160	11,6	25,1	27,1	4,74	0,2
09/06/2004	161	11,5	26,5	28,9	5,08	0,0
10/06/2004	162	12,4	28,6	26,2	5,01	0,0
11/06/2004	163	14,8	26,2	17,0	2,96	0,2
12/06/2004	164	17,1	29,9	12,9	2,45	0,4
13/06/2004	165	16,0	27,6	29,6	6,54	0,2
14/06/2004	166	14,9	25,8	25,7	5,09	5,2
15/06/2004	167	14,6	25,0	26,1	4,47	1,0
16/06/2004	168	15,2	29,0	26,0	5,16	3,2
17/06/2004	169	17,0	31,6	30,1	5,95	0,0
18/06/2004	170	15,0	30,0	29,2	5,65	0,2
19/06/2004	171	15,8	23,2	7,9	1,48	7,6
20/06/2004	172	15,5	20,9	7,6	1,22	11,7
21/06/2004	173	14,0	25,0	24,4	4,04	0,0
22/06/2004	174	16,6	26,7	21,7	3,97	0,0
23/06/2004	175	17,6	24,9	26,1	4,28	0,0
24/06/2004	176	17,2	26,8	17,5	3,14	0,0
25/06/2004	177	17,5	26,4	25,2	4,53	0,0
26/06/2004	178	16,3	29,4	23,7	4,22	0,0
27/06/2004	179	17,8	29,4	27,5	4,73	0,0
28/06/2004	180	19,2	31,4	25,2	4,93	0,0
29/06/2004	181	18,7	30,4	26,2	5,15	0,0
30/06/2004	182	19,1	29,9	27,3	5,21	0,0
01/07/2004	183	17,8	31,7	24,6	4,61	0,0
02/07/2004	184	17,0	27,9	26,3	4,84	0,0
03/07/2004	185	17,0	25,9	27,0	4,71	0,0
04/07/2004	186	15,4	30,3	28,6	5,37	0,0
05/07/2004	187	17,1	29,3	20,3	3,65	0,4
06/07/2004	188	17,8	28,0	20,5	3,82	0,2
07/07/2004	189	18,0	31,0	24,8	4,77	0,0
08/07/2004	190	14,6	26,0	23,2	4,15	1,4
09/07/2004	191	12,4	23,7	14,3	2,55	0,0
10/07/2004	192	12,2	23,6	22,5	3,83	8,2
11/07/2004	193	15,5	23,3	10,9	1,88	2,8

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
12/07/2004	194	15,6	25,4	20,0	3,55	0,0
13/07/2004	195	16,7	25,3	20,1	3,64	0,0
14/07/2004	196	15,9	27,7	27,4	4,98	0,0
15/07/2004	197	14,0	29,8	27,6	5,25	0,2
16/07/2004	198	15,6	29,1	24,5	4,59	0,0
17/07/2004	199	16,9	27,2	23,8	4,53	0,0
18/07/2004	200	13,5	27,3	15,6	3,02	0,2
19/07/2004	201	17,1	27,4	15,2	2,96	0,0
20/07/2004	202	17,9	28,4	11,5	2,51	0,2
21/07/2004	203	20,1	30,5	9,5	2,13	0,0
22/07/2004	204	19,6	29,5	12,3	2,69	0,0
23/07/2004	205	20,3	28,6	8,2	1,68	0,0
24/07/2004	206	20,8	32,6	10,7	2,52	0,2
25/07/2004	207	22,8	32,8	14,0	3,64	0,0
26/07/2004	208	21,1	31,5	12,9	3,99	0,0
27/07/2004	209	18,8	30,1	14,1	3,23	0,0
28/07/2004	210	19,0	29,1	13,7	3,21	0,0
29/07/2004	211	18,3	28,3	12,3	2,58	0,0
30/07/2004	212	17,6	31,2	20,7	4,28	0,0
31/07/2004	213	17,7	32,7	26,3	5,29	0,0
01/08/2004	214	17,7	35,0	24,9	4,89	0,0
02/08/2004	215	19,3	33,1	21,7	4,32	0,0
03/08/2004	216	19,6	32,7	24,7	5,16	0,0
04/08/2004	217	18,8	28,2	12,2	2,31	0,6
05/08/2004	218	18,0	27,7	22,2	4,16	0,0
06/08/2004	219	17,0	28,9	26,0	4,89	0,0
07/08/2004	220	18,0	33,2	22,6	4,64	0,0
08/08/2004	221	20,6	30,1	24,6	4,82	0,0
09/08/2004	222	19,8	29,8	16,8	3,23	0,2
10/08/2004	223	21,7	30,1	21,8	4,18	0,0
11/08/2004	224	19,4	31,0	23,2	4,62	0,0
12/08/2004	225	18,9	30,5	23,1	4,49	0,0
13/08/2004	226	16,8	28,0	21,4	4,15	0,0
14/08/2004	227	15,4	29,2	24,5	4,56	0,0
15/08/2004	228	17,6	29,2	24,8	4,72	0,0
16/08/2004	229	18,3	31,0	16,6	3,32	0,2
17/08/2004	230	20,1	31,0	15,6	3,34	0,0
18/08/2004	231	20,5	33,5	21,5	5,38	0,0
19/08/2004	232	20,2	31,9	20,7	4,30	0,0
20/08/2004	233	17,0	28,6	17,0	3,23	0,0
21/08/2004	234	13,2	27,4	18,6	3,60	0,0
22/08/2004	235	14,9	29,5	19,7	3,64	0,0
23/08/2004	236	20,1	30,5	14,9	3,46	0,0
24/08/2004	237	19,5	28,7	18,0	3,61	0,0
25/08/2004	238	17,2	26,5	19,5	3,56	0,0
26/08/2004	239	19,6	28,1	19,7	4,08	0,0
27/08/2004	240	16,7	27,1	22,2	4,17	0,0
28/08/2004	241	15,5	27,0	18,1	3,37	0,0
29/08/2004	242	14,3	27,0	13,1	2,43	1,2

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
30/08/2004	243	17,4	27,2	13,9	2,70	0,2
31/08/2004	244	17,5	23,7	6,1	1,14	0,2
01/09/2004	245	16,9	26,2	16,3	3,02	0,0
02/09/2004	246	18,7	26,9	14,2	2,57	0,6
03/09/2004	247	18,5	24,3	7,3	1,22	13,9
04/09/2004	248	17,9	28,2	18,8	3,38	0,2
05/09/2004	249	18,6	27,0	11,9	2,14	0,0
06/09/2004	250	18,9	28,3	16,7	3,07	0,2
07/09/2004	251	19,2	26,6	11,2	1,97	0,8
08/09/2004	252	16,7	27,6	18,0	3,22	0,2
09/09/2004	253	17,1	28,0	15,6	3,04	0,2
10/09/2004	254	18,2	28,4	15,7	3,28	0,0
11/09/2004	255	17,9	30,6	15,7	3,27	0,8
12/09/2004	256	15,8	28,3	14,0	2,57	0,0
13/09/2004	257	14,5	28,4	17,4	3,19	0,0
14/09/2004	258	16,8	24,5	9,5	1,66	6,8
15/09/2004	259	15,4	23,5	13,9	2,57	2,8
16/09/2004	260	13,7	25,0	17,0	3,16	0,0
17/09/2004	261	10,9	24,5	20,7	3,40	0,0
18/09/2004	262	10,3	26,4	19,2	3,16	0,2
19/09/2004	263	12,4	27,1	17,0	3,07	0,2
20/09/2004	264	16,4	24,8	10,2	1,82	0,0
21/09/2004	265	13,9	26,4	15,7	2,68	0,0
22/09/2004	266	14,1	28,5	19,2	3,43	0,0
23/09/2004	267	11,9	27,8	19,0	3,44	0,0
24/09/2004	268	13,5	27,2	12,4	2,44	0,0
25/09/2004	269	14,0	23,0	18,1	3,80	0,0
26/09/2004	270	10,6	24,5	17,5	3,98	0,0
27/09/2004	271	11,3	26,2	17,3	3,25	0,0
28/09/2004	272	9,8	23,6	15,8	2,63	0,0
29/09/2004	273	10,9	23,5	14,0	2,20	0,0
30/09/2004	274	14,8	24,1	11,9	2,06	0,2
01/10/2004	275	13,5	27,5	11,5	2,30	0,0
02/10/2004	276	13,1	25,8	13,8	2,49	0,2
03/10/2004	277	13,3	28,0	14,1	2,59	0,0
04/10/2004	278	13,7	30,2	13,5	2,72	0,2
05/10/2004	279	15,8	26,5	9,0	1,59	0,0
06/10/2004	280	17,3	26,8	10,8	1,88	0,2
07/10/2004	281	16,4	25,2	11,0	1,86	0,0
08/10/2004	282	17,4	25,2	13,0	2,26	0,0
09/10/2004	283	14,1	32,0	11,9	2,70	0,2
10/10/2004	284	11,1	25,8	13,5	2,78	0,0
11/10/2004	285	9,6	23,7	12,0	1,99	0,0
12/10/2004	286	10,8	22,2	11,1	1,79	1,8
13/10/2004	287	9,2	21,3	12,4	2,01	0,0
14/10/2004	288	6,8	21,0	9,8	1,55	8,8
15/10/2004	289	7,8	19,5	7,1	1,06	0,2
16/10/2004	290	5,7	21,4	10,9	1,85	0,2
17/10/2004	291	9,4	18,4	9,1	1,47	0,0

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
18/10/2004	292	9,1	22,6	5,5	1,05	0,0
19/10/2004	293	17,8	26,9	8,4	1,92	0,0
20/10/2004	294	17,8	30,4	10,2	2,60	0,0
21/10/2004	295	14,9	26,5	11,5	2,17	0,0
22/10/2004	296	11,5	25,3	11,3	1,77	0,0
23/10/2004	297	10,3	22,9	8,7	1,33	0,2
24/10/2004	298	13,9	26,4	7,0	1,25	0,0
25/10/2004	299	14,0	23,6	9,0	1,40	0,8
26/10/2004	300	9,2	17,7	5,2	0,82	25,7
27/10/2004	301	8,2	20,1	5,6	1,37	0,2
28/10/2004	302	14,4	23,0	8,7	1,68	0,2
29/10/2004	303	7,7	21,0	8,3	1,58	0,0
30/10/2004	304	4,7	19,4	9,1	1,24	10,2
31/10/2004	305	10,5	17,3	6,6	0,88	28,7
01/11/2004	306	8,1	15,5	4,6	0,54	0,8
02/11/2004	307	7,8	20,2	10,1	1,31	0,2
03/11/2004	308	8,2	21,4	8,7	1,23	0,0
04/11/2004	309	9,8	18,7	4,5	0,60	0,0
05/11/2004	310	11,7	20,9	4,4	0,76	0,0
06/11/2004	311	7,0	20,4	9,0	1,17	0,2
07/11/2004	312	8,5	16,0	8,5	1,42	0,0
08/11/2004	313	4,4	19,1	10,0	1,35	0,0
09/11/2004	314	7,8	17,3	7,8	1,04	0,4
10/11/2004	315	8,3	13,4	7,0	1,16	0,4
11/11/2004	316	8,1	14,0	9,4	1,50	0,0
12/11/2004	317	8,7	16,9	5,0	1,03	0,0
13/11/2004	318	10,8	16,7	9,5	2,32	0,0
14/11/2004	319	6,2	13,5	9,9	2,26	0,0
15/11/2004	320	0,5	12,6	8,0	1,33	0,0
16/11/2004	321	-1,8	15,7	9,3	1,23	0,0
17/11/2004	322	-1,3	15,9	8,7	0,92	0,0
18/11/2004	323	-1,2	14,6	8,5	0,94	0,2
19/11/2004	324	0,8	17,3	8,5	1,06	0,2
20/11/2004	325	2,6	16,2	8,3	0,99	0,0
21/11/2004	326	0,4	16,8	7,7	0,89	0,0
22/11/2004	327	3,6	14,8	5,1	0,54	0,2
23/11/2004	328	2,9	17,4	7,0	0,78	0,4
24/11/2004	329	2,6	17,1	6,6	0,72	0,2
25/11/2004	330	0,8	16,0	5,5	0,59	0,2
26/11/2004	331	1,2	15,5	6,2	0,67	0,0
27/11/2004	332	-0,2	17,1	7,0	0,77	0,2
28/11/2004	333	-1,5	17,5	6,4	1,00	0,2
29/11/2004	334	4,0	8,7	1,1	0,13	18,5
30/11/2004	335	0,9	12,7	6,9	0,66	0,2
01/12/2004	336	-0,2	15,2	2,3	0,18	7,4
02/12/2004	337	7,7	16,9	8,1	1,14	0,0
03/12/2004	338	1,8	15,4	7,4	0,78	0,2
04/12/2004	339	6,5	12,3	0,8	0,12	19,5
05/12/2004	340	3,3	13,1	7,7	0,90	1,0

Fecha	Día juliano	T ^a mín. (°C)	T ^a máx. (°C)	Radiación global (MJ/m ²)	ET _o (mm)	Lluvia (mm)
06/12/2004	341	4,0	11,4	3,5	0,35	0,0
07/12/2004	342	9,2	11,3	0,7	0,15	35,6
08/12/2004	343	9,9	12,3	0,9	0,18	27,9
09/12/2004	344	11,2	14,1	0,6	0,20	5,4
10/12/2004	345	4,5	17,8	4,9	0,51	0,2
11/12/2004	346	1,8	16,0	7,2	0,78	0,2
12/12/2004	347	5,5	14,7	4,1	0,44	0,8
13/12/2004	348	4,9	15,9	7,0	0,74	0,2
14/12/2004	349	9,1	15,3	4,4	0,46	0,0
15/12/2004	350	8,9	12,7	2,0	0,18	0,0
16/12/2004	351	6,3	15,8	6,1	0,65	0,2
17/12/2004	352	3,2	15,1	7,4	0,77	0,2
18/12/2004	353	3,6	14,3	5,0	1,03	0,0
19/12/2004	354	2,7	16,9	6,3	0,62	0,0
20/12/2004	355	3,2	14,3	6,0	0,83	0,2
21/12/2004	356	-1,8	10,6	7,0	0,62	0,0
22/12/2004	357	-2,0	12,8	7,7	0,68	0,2
23/12/2004	358	0,6	15,9	5,5	0,51	0,0
24/12/2004	359	-1,1	15,2	7,5	0,77	0,2
25/12/2004	360	-0,7	8,4	1,5	0,14	3,6
26/12/2004	361	5,1	10,4	6,1	0,97	0,0
27/12/2004	362	-0,9	11,0	4,0	0,33	0,0
28/12/2004	363	-3,3	8,9	4,5	0,38	0,2

8.8. PARÁMETROS DE SIMULACIÓN DE LOS ESCENARIOS EXPERIMENTALES CON EL CÓDIGO STICS

PARAMETRES TECHNIQUES UTILES A LA SIMULATION

file	n2t2mig.tec	irec	275	
napS	1	ilan	999	
jultrav,	proftrav,	coderes,	qres(i)	
48	30.0	1	0.0	
CsurNres(i),	Nminres(i),	eaures(i)		
60.0	0.0	0.0		
iplt	79	julapl,amt	171	69.20
profsem	5.50	julapl,amt	188	42.40
densite	8.32	julapl,amt	204	41.20
gpreco	4	julapl,amt	219	41.70
interrang	0.73	julapl,amt	232	38.20
orientrang	100.00	codlocirrig	2	
ilev	999	effN	1.00	
iamf	999	concirr	0.00	
ilax	999	napN	1	
idrp	999	julaplN,amtN	78	500.00
imat	999	codlocferti	1	
isen	999	codepaillage	1	
		ressuite pailles		

PARAMETRES GENERAUX UTILES A LA SIMULATION

codeinnact	1	plNmin	10.00
codeh2oact	1	FTEM	0.1150
codeminopt	0	TREF	15.00
iniprofil	0	FHUM	0.20
vlaimax	2.20	FINERT	0.00
laicomp	0.25	Ftem1	-0.5660
jvcmini	7.00	Ftem2	0.6200
julvernal	274	Ftem3	0.9125
coefb	0.0815	Ftem4	1.0260
proprac	0.05	FMIN1	0.23
splaimin	0.30	FMIN2	11.00
tustressmin	0.00	FMIN3	60.00
khaut	0.70	Wh	0.105
daseuilhaut	2.00	kbio	0.011
daseuilbas	1.40	yres	0.62
aclim	20.00	zr	2.00
zesx	60.00	NH3ref	0.00
cfes	2.00	ra	50.00
z0solnu	0.01	arnet	0.76
beta	1.40	brnet	-0.76
lvopt	0.50	stlevdno	150.0
rayon	0.02	stdnofno	500.0
dessecplt	0.00002	stfnofvino	300.0
codecaltemp	1	fixmax	6.00
difN	0.018	vitno	0.003
concr	0.007	profnod	40.00

concNnodseuil	1.30	tempnod2	30.00
cumoffrN0	3.00	tempnod3	36.00
cumoffrN100	1.00	tempnod4	50.00
azorac0	3.00	codefxn	2
azorac100	1.00	codefxt	2
concNrac0	1.20	codecombi	1
concNrac100	0.40	pminruis	5.00
hunod	1.50	ruisolnu	0.00
tempnod1	0.00		

PARAMETRES PLANTE UTILES A LA SIMULATION

fplt	\blatmoro.plt	adil	0.37
codeplante	mai	adilmax	6.30
tdmin	6.00	bdilmax	0.42
tdmax	28.00	masecNmax	1.00
température pilote air		INNmin	0.30
tgmin	9.50	h2oplante	0.85
stpltger	35.00	h2ogrmat	0.40
belong	0.022	h2ograin	0.20
celong	2.04	dessecgrain	0.05
elmax	8.00	gpreco	4
dlaimax	0.0025	jvc	0.00
bdens	5.00	stlevamf	505.0
tcmín	8.00	stamflax	400.0
tcmáx	42.00	stlaxsen	546.0
sbv	200.00	stsenlan	440.0
hautbase	0.00	stlevdrp	1140.0
hautmax	3.20	stdrpmat	900.0
temín=tcmín et temáx=tcmáx		pgrainmaxi	0.41
teopt	23.00	adens	-0.12
msaer0	1.50	croirac	0.11
efcroiveg	6.10		
efcroirepro	6.10		
coefmshaut	0.00		
extin	0.70		
nbggrain	20		
cgrain	74.00		
cgrainv0	60.00		
vitircarbT	0.00054		
vitirazo	0.011		
température pilote racine=culture			
pfz actif sur croissance racine			
proppfz	0.00		
zlabour	25.00		
zpenre	90.00		
zprlim	130.00		
psisto	12.00		
psiturg	5.00		
kmax	1.20		
Vmax1	0.0018		
Kmabs1	50.00		
Vmax2	0.0400		
Kmabs2	25000.0		
adil	3.40		

PARAMETRES SOL

18	N2T2mig	16.1	0.13	20.60	0.20	5.00	40.00	0.00	7.00	0.00	0	200.00
	Numsol,	codecailloux,	codemacropor,	codNH4,	codevolat							
18	0	0	0	0	0							
18	30.00	20.26	6.99	1.40	0.00	1	50.00					
18	30.00	17.80	6.53	1.50	0.00	1	50.00					
18	30.00	18.05	6.04	1.46	0.00	1	50.00					
18	30.00	21.62	5.97	1.46	0.00	1	50.00					
18	5.00	21.62	5.97	1.46	0.00	1	50.00					

obstarac > profondeur du sol

obstarac = profondeur du sol

INITIALISATIONS PLANTE

codeinstal	0
ms(0)	0.00
lai(0)	0.00
QNplante0	0.00
zrac0	0.00
stade0	snu
INN0	0.00

ATTENTION: ni pluie ni irrigation au semis

