



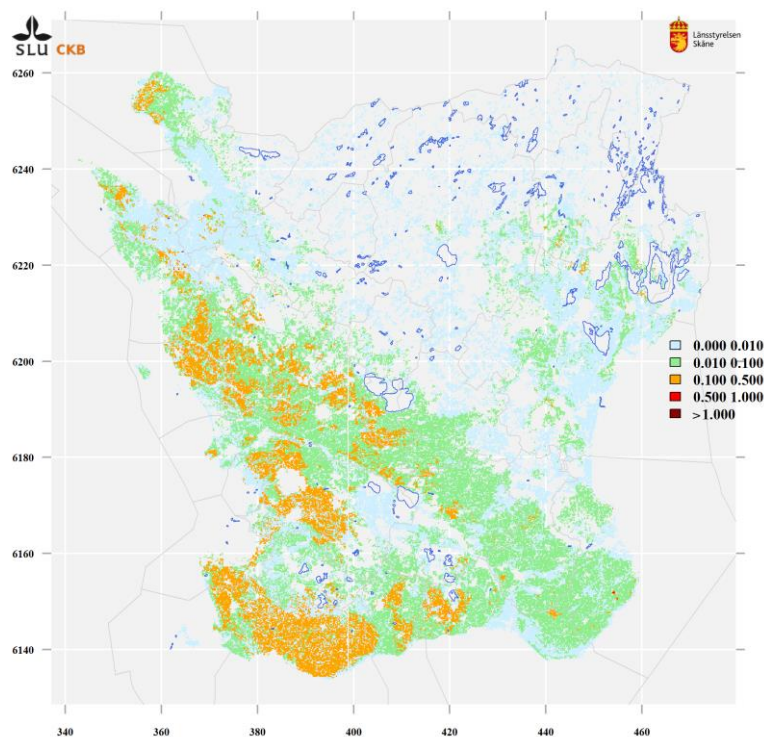
Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Kompetenscentrum för kemiska
bekämpningsmedel (CKB)

Gustaf Boström, Julien Moeys, Nicholas Jarvis, Mikaela Gönczi och
Jenny Kreuger

Riskkartering av bekämpningsmedel i Skånes grundvatten

Simuleringar med MACRO-SE



CKB rapport 2015:1

Uppsala 2015

Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel
Sveriges lantbruksuniversitet

Centre for Chemical Pesticides
Swedish University of Agricultural Sciences



Länsstyrelsen
Skåne

KompetensCentrum för Kemiska Bekämpningsmedel

CKB

CKB Rapport 2015:1

Riskkartering av bekämpningsmedel i Skånes grundvatten
Simuleringar med MACRO-SE

Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel, CKB
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU. 2015

Tryck: Repro, SLU

ISBN: 978-91-576-9301-3 (tryckt version)
978-91-576-9302-0 (elektronisk version)

Omslagsbild:

Riskkarta för summahalten av alla simulerade bekämpningsmedel inom projektet.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	1
1. Inledning.....	3
2. Fördröjning och nedbrytning.....	4
3. MACRO-SE	5
4. Gränsvärden för dricksvatten	7
5. Val av substanser.....	8
5.1 GUS-index.....	8
6. Information om aktiva substanser	9
6.1 Bentazon.....	10
6.2 Isoproturon	10
6.3 Kvinmerak.....	11
6.4 MCPA.....	11
6.5 Metazaklor.....	12
6.6 Metribuzin	12
7. Simulerade scenarier	13
7.1 Nutida användning	13
7.1 Historisk användning.....	14
8. Simuleringsresultat.....	16
8.1 Riskkartor nutida användning.....	17
8.1.1 Bentazon.....	18
8.1.2 Isoproturon	20
8.1.3 Kvinmerak	22
8.1.4 MCPA.....	24
8.1.5 Metazaklor.....	26
8.1.6 Metribuzin	28
8.1.7 Summahalt.....	29
8.2 Riskkartor historisk användning.....	31
8.2.1 Bentazon.....	31
8.2.2 MCPA.....	32
9. Jämförelser med uppmätta värden.....	33
9.1 Detekterat eller ej detekterat.....	34
9.2 Simulerade jämfört med uppmätta koncentrationer	37
9.3 Styrande faktorer	38

10. Diskussion	41
10.1 Känslighetsanalys	43
11. Slutsatser	44
12. Referenser	46
13. Bilagor	49
Bilaga 1 – Bakgrundskartor	50
Bilaga 2 – Fysikalisk-kemiska egenskaper för bekämpningsmedelssubstanser som använts i simuleringarna	51
Bilaga 3 – Tabeller över simulerade koncentrationer i grundvattenförekomster	52

Sammanfattning

Syftet med detta projekt har varit att göra en kartering av riskerna med bekämpningsmedelsläckage till grundvatten i Skåne. Karteringen utfördes genom simuleringar med riskbedömningsverktyget MACRO-SE som har utvecklats inom Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel (CKB) vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) i Uppsala. Bearbetning och analys av simuleringsresultaten har gjorts av CKB i samarbete med Länsstyrelsen Skåne.

Riskkarteringen har utförts för bekämpningsmedlen bentazon, isoproturon, kvinmerak, MCPA, metazaklor och metribuzin vilka tidigare har påvisats i grundvatten. Dessa substanser är också representativa för en stor del av jordbruket i Skåne då de används i stor mängd och tillsammans täcker in en stor del av alla grödor som odlas i länet. Tidigare kunskapssammanställningar pekar på att det framförallt är äldre, idag förbjudna ämnen som hittas i djupare grundvatten. Men eftersom det finns en, ofta lång, tidsfördröjning mellan att ett ämne sprutas på markytan tills det att det kan infiltrera ner till grundvattnet är det intressant att närmare studera om även dagens användning av bekämpningsmedel framöver kan leda till förekomst av olika substanser i grundvattnet.

Inför simuleringarna definierades scenarier som motsvarar den typiska användningen av idag för respektive substans. Utifrån dessa scenarier och data för bekämpningsmedlens fysiska och kemiska egenskaper, kartor över arealen åkermark, odlade grödor, klimatdata och jordarternas egenskaper simulerar modellen koncentrationer av bekämpningsmedlet i markvattnet på ca 2 meters djup, som kan ses som det vatten som infiltrerar genom den omättade zonen för att bli grundvatten. Resultaten visar inte koncentrationer i det djupare grundvattnet, för detta skulle det krävas en avancerad och högupplöst modell för grundvattenflöden för hela Skåne. De simulerade koncentrationerna i markvattnet på 2 meters djup kan därför ses som ett slags värsta-falls-antagande av möjliga halter av bekämpningsmedel som den simulerade användningen kan ge upphov till i grundvattnet.

Modellresultaten pekar på att samtliga undersökta substanser skulle kunna uppnå detekterbara koncentrationer i grundvattnet på något ställe i länet. För substanserna bentazon och metazaklor visar resultaten att halter över gränsvärdet för dricksvatten (0,1 µg/l) även skulle kunna förekomma på vissa platser i länet. En summering av koncentrationerna för de simulerade substanserna visar att dricksvattengränsvärdet för summahalt bekämpningsmedel (0,5 µg/l) skulle kunna överskridas inom några mycket små områden i nordvästra och sydöstra Skåne. Generellt sett är riskerna för bekämpningsmedelsläckage till grundvattnet betydligt större i södra och västra delarna av länet, mycket beroende på den betydligt högre andelen åkermark där men också på grund av vädret i klimatzonen i detta område. Som ett beslutsunderlag för vattenförvaltningen på Länsstyrelsen har även de simulerade koncentrationerna aggregerats utifrån de grundvattenförekomster som definierats för vattenförvaltningen och som därmed ska status- och riskklassas. Beräkningar av medelvärden per grundvattenförekomst för de utvalda substanserna visar att i nästan alla fall ligger de simulerade halterna under dricksvattengränsvärdet.

Simuleringar har också gjorts för historisk användning av bentazon och MCPA. Utifrån användningsdata som var typisk 1986 kan man se att det är stora skillnader i riskerna för grundvattenläckage jämfört med dagens användning. Simuleringarna med den historiska användningen resulterade i avsevärt högre koncentrationer, vilket framförallt förklaras med de betydligt högre doserna som då tilläts.

En jämförelse har även genomförts mellan av modellen simulerade koncentrationer och uppmätta koncentrationer på samma plats. Dessa jämförelser tyder på att MACRO-SE i stor utsträckning kan

prediktera ifall ett ämne innebär en risk för detekterbara koncentrationer i grundvattnet. Simuleringsresultaten kan dock inte visa risker av transport av bekämpningsmedel i grundvatten eller lateral transport av bekämpningsmedel från intilliggande inströmningsområden och denna faktor måste tas hänsyn till med hjälp av andra informationskällor vid riskbedömning av specifika grundvattenförekomster. Vad gäller uppskattningar av faktiska koncentrationer i grundvattnet är predikterade och uppmätta koncentrationer ofta i samma storleksordning, för de få data som finns för jämförelse, men korrelationen mellan koncentrationerna är svag. Ett bättre dataunderlag av koordinatsatta provtagningar i grundvatten på 2 meters djup skulle bidra till ett bättre test av modellen som skulle vara värdefullt för fortsatt utveckling.

Resultaten från denna rapport kan användas för att peka ut de substanser som kan utgöra en risk för läckage till grundvattnet samt i vilka områden denna risk är störst. Resultaten kan även användas i Länsstyrelsens vattenförvaltningsarbete som ett underlag i påverkansbedömningen samt för att ta fram nya stationer för kontrollerande och operativ övervakning av grundvattnet och på så sätt effektivisera de regionala miljöövervakningsprogrammen. Riskkartorna kan ge information om var arbetet med grundvattenskydd behöver intensifieras, samt utgöra underlag för upprättande av nya eller revidering av äldre vattenskyddsområden.

1. Inledning

Grundvatten är en av samhällets viktigaste resurser eftersom det används för dricksvattenförsörjning till en mycket stor andel av Sveriges befolkning. Ungefär en fjärdedel av allt råvatten som används till dricksvattenproduktion kommer direkt från grundvatten och ytterligare en fjärdedel kommer från så kallat konstgjort grundvatten, alltså ytvatten som låtit infiltrera genom ett gruslager för att sedan pumpas upp igen (Svenskt Vatten, 2014). Utöver detta tar ungefär en miljon svenskar sitt dricksvatten från en enskild brunn i sitt permanenta boende och ungefär lika många har dessutom enskild vattenförsörjning från egen brunn i sitt fritidsboende (SGU, 2014). Då grundvatten används i stor utsträckning till dricksvattenproduktion är det förstås mycket viktigt att undvika förorening av grundvattnet. I de fall grundvatten trots allt blir förorenat tar det lång tid för föroreningar att brytas ner på grund av ogynnsamma förutsättningar för nedbrytning såsom låg temperatur, inget ljus, låg syrehalt och låg mikrobiell aktivitet. Grundvatten är också av praktiska orsaker svårt att sanera vilket gör att risker för förorening av grundvatten bör minimeras.

Att kemiska bekämpningsmedel hittas i grundvatten är ett känt problem som har utretts grundligt i en nyligen publicerad rapport av Havs- och vattenmyndigheten och Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel vid SLU (CKB) (Larsson et al., 2014). Den bild som ges i rapporten är att fynd i grundvatten till största del utgörs av substanser som är förbjudna för användning idag och som hade sitt huvudsakliga användningsområde som totalbekämpningsmedel mot oönskad vegetation utanför jordbruket, t.ex. på industriområden, längs banvallar och i dammar. Vissa ämnen som använts under en längre tid inom jordbruket återfinns dock också i grundvatten i viss utsträckning. Trots att fynden i grundvatten domineras av äldre substanser är det alltför osäkert att säga huruvida bruket av bekämpningsmedel inom jordbruket idag är riskfritt för grundvattnet. Det tar tid för vatten att infiltrera genom marken och fylla på grundvattenmagasinen och under tiden substanserna infiltrerar så adsorberas de i olika grad till jordpartiklar samt bryts ner. Detta gör det svårt att säga i vilken mån de bekämpningsmedel som används idag kommer att återfinnas i grundvattnet i framtiden och hur lång denna tidsfördröjning blir. En nyligen publicerad doktorsavhandling vid Lunds Universitet (Åkesson, 2014) undersöker just pesticidförekomst i relation till grundvattnets ålder och drar bland annat slutsatsen att läckage av bekämpningsmedel till grundvatten inte enbart kan ses som ”gamla synder” eftersom det är alltför oklart vilka ämnen som vi, efter en viss tidsfördröjning, kommer att se i framtiden.

Detta projekt syftar till att bedöma riskerna för läckage till grundvattnet i Skåne för några av de bekämpningsmedel som har störst användning inom jordbruket i länet idag med hjälp av riksbedömningsverktyget MACRO-SE vilket beskrivs mer i kommande kapitel.

Klassning av den kemiska statusen av grundvatten ingår i vattenförvaltningsarbetet som utförs av Länsstyrelserna i enlighet med EU:s ramdirektiv för vatten 2000/60/EG (EU, 2000), allmänt kallat vattendirektivet. Inom vattenförvaltningsarbetet ska alla grundvattenförekomster bland annat klassas med avseende på kemisk status och i denna bedömning ingår bekämpningsmedel som en parameter. En stor del av grundvattenförekomsterna i Skåne saknar data för bekämpningsmedel vilket har medfört att många förekomster har fått klassningen god status utan egentlig kännedom om så är fallet. Utöver statusklassningen görs även en påverkansbedömning för att bedöma om det finns risk för förorening av grundvattenförekomsten och att den därmed inte kommer att uppnå god status nästa period. De förekomster som bedöms ha en risk att inte uppnå god status prioriteras sedan för ytterligare utredningar och provtagningar inom den regionala miljöövervakningen. Genom detta

projekt ges ett bättre underlag för påverkansbedömningen och en mer korrekt riskklassning av grundvattenförekomsterna med avseende på bekämpningsmedelsförekomst.

För att skydda en vattentäkt från föroreningar kan ett vattenskyddsområde upprättas enligt Miljöbalkens 7:e kapitel (Sveriges Riksdag, 1998). Vattenskyddsområden har ofta föreskrifter som förbjuder eller inskränker rätten att använda bekämpningsmedel inom vattenskyddsområdet men i många fall har den kommunala nämnden möjlighet att ge tillstånd för spridning av bekämpningsmedel om det kan göras utan risk att vattentäkten kontamineras. Flertalet vattenskyddsområden i Skåne är upprättade på 1970-talet och det geologiska underlagsmaterialet har i många fall varit bristfälligt. Ett vattenskyddsområde bör innefatta hela inströmningsområdet till vattentäkten för att skyddet ska bli effektivt men i dagsläget är så ofta inte fallet. Arbete pågår inom länet för att upprätta nya och uppdatera äldre vattenskyddsområden så att de får en mer relevant avgränsning enligt geologin i området. Resultaten från detta projekt kan användas för att peka ut var det här arbetet är extra viktigt och bör intensifieras på grund av förhöjda risker för läckage av bekämpningsmedel.

Projektet har genomförts av CKB i samarbete med Länsstyrelsen Skåne och med medfinansiering av Sveriges geologiska undersökning (SGU) och Naturvårdsverket. Ett motsvarande projekt för riskartering av ytvatten i Skåne har tidigare genomförts i samarbete mellan CKB och Länsstyrelsen Skåne och resulterade i en rapport publicerad av Länsstyrelsen Skåne (2014).

Med projektet vill vi visa vilka sorters bekämpningsmedel som utgör störst risk för grundvattenmiljön i Skåne samt vilka områden som har stor respektive liten risk för läckage. Utifrån detta vill vi kunna säga något om vilka faktorer som styr risken för utlakning. För några av substanserna har simuleringar även gjorts baserat på underlag om historisk användning och en jämförelse av de olika simulerade resultaten har gjorts mot uppmätta koncentrationer av bekämpningsmedel i grundvatten.

2. Fördröjning och nedbrytning

Doktorsavhandlingen av Åkesson (2014) undersöker i en av de publicerade artiklarna åldern på grundvattnet i 25 brunnar för kommunalt dricksvatten i Skåne. Åldern avser den genomsnittliga tiden det tagit för vattnet att transporteras från markytan ner till akviferen. Åldersbestämningen genomfördes genom analyser av spårämnen som har antropogent ursprung (^3H , CFC:er, SF_6 , ^{85}Kr , ^{39}Ar) och som därmed har en koncentration som kan relateras till hur länge sedan det var vattnet infiltrerade genom marken. Denna åldersbestämning är något osäker på grund av risk för kontaminering och nedbrytning av spårämnena vilket komplicerar relationen mellan spårämnenas koncentration och vattnets ålder. Vattnet i djupa brunnar är dessutom ofta blandvatten som kommer från olika djup och har olika ålder vilket leder till att åldersbestämningen blir en åldersfördelning och inte en och samma bestämda ålder för allt vatten. Artikeln visar på att huvuddelen av det vatten som kunde åldersbestämmas har en ålder på allt mellan några få år till 35 år, men det finns även data som tyder på att en del av vattnet är uppemot 75 år gammalt. Grundvattenåldern är förstås beroende av vilken jordart det är på platsen samt vilken typ av akvifer som är aktuell och på vilket djup från markytan grundvattenförekomsten finns.

Denna långa tidsfördröjning, på allt mellan några få år till 35 år och troligen mer, medför att de pesticider vi ser i grundvattnet oftast härstammar från äldre användning och att det är vanskligt att säga om de senare årens användning är säker eller om de bekämpningsmedlen också kommer att hittas i grundvattnet framöver.

Bekämpningsmedelssubstanser bryts ner på väg ner genom den omättade zonen i marken samt adsorberar i olika grad till markpartiklar, både beroende av substansernas fysiska och kemiska egenskaper samt markegenskaper. Detta gör att tiden vattnet tar för att nå akviferen påverkar nedbrytningen av substanserna. Främst sker nedbrytningen på markytan och i de ytligare marklagren och nedbrytning i de djupare marklagren och då substanserna har nått grundvattenakvifererna är låg i jämförelse (Charnay et al., 2005). För riskkarteringen som genomförts inom detta projekt inkluderas de processer som sker från att bekämpningsmedlet sprutas på marken tills att det lämnar markprofilen på 2 meters djup. De processer som påverkar simuleringsresultatet beskrivs närmare i nästa kapitel om modellen MACRO-SE.

3. MACRO-SE

För riskkarteringen som genomförts i detta projekt har riskbedömningsverktyget MACRO-SE använts och i detta kapitel ges en översiktlig beskrivning av verktyget. MACRO är en datormodell som har utvecklats av personal på Institutionen för mark och miljö vid SLU i Uppsala (Larsbo et al., 2005) och modellen är baserad på de processer i marken som påverkar risken för att ett bekämpningsmedel ska läcka till grundvatten respektive ytvatten. De processer som ingår i modellens beräkningar är Richards ekvation för vattenflöde i mikroporer, "kinematic wave" för vattenflöde i makroporer (snabbt vattenflöde), avdunstning från mark och transpiration från gröda (Penman-Monteith ekvation), konvektions-dispersionsekvationen (advektions-dispersionsekvationen) för ämnestransport, linjär och icke linjär adsorption (Freundlich ekvation, men inte kinetisk adsorption i MACRO-SE) samt första ordningens kinetik för nedbrytning.

MACRO-SE är en variant av MACRO-modellen som utvecklas inom CKB och är avsedd att simulera bekämpningsmedelsläckage på regional skala och är i första hand tänkt att fungera som ett beslutsstöd för myndigheter. Verktyget är under fortsatt utveckling och inkluderar allt fler variabler och preciseringar i dataunderlag för ständig förbättring av simuleringsresultaten. I detta projekt används MACRO-SE som baseras på simuleringsmodellen MACRO 5.3.

Körning av MACRO-SE görs genom att scenarier för bekämpningsmedelsanvändning definieras. Scenarierna består av vilken aktiv bekämpningsmedelssubstans man vill simulera, i vilken dos substansen används, vilken gröda den ska sprutas på och under vilka datum besprutning sker.

Eftersom bekämpningsmedel är en grupp av ämnen med mycket varierande fysikaliska och kemiska egenskaper är det av stor betydelse vilken substans som simuleras och vilka egenskaper den har. De egenskaper som behöver definieras i MACRO-SE är substansernas nedbrytningshastighet (halveringstid i jord, DT_{50}) och adsorption till jordpartiklar (K_{oc}). Dosen som substansen används i är också viktig och har en stark påverkan på den slutliga simulerade koncentrationen. Dosen anges som mängden av den aktiva bekämpningsmedelssubstansen som sprids per hektar åkermark. Vilken gröda som substansen sprutas på har också betydelse för resultatet då grödornas tillväxt påverkar hur stor del av bekämpningsmedlet som hamnar på marken och hur stor del som hindras av grödans interception eller genom upptag i rotsystem. Under vilken period grödan besprutas har en betydelse dels i kombination med grödans tillväxt (interception av det besprutade bekämpningsmedlet) och dels på grund av klimatet under året med t.ex. varierande temperatur och nederbörd.

Utöver parametrarna i de definierade scenarierna använder MACRO-SE flera andra dataset, som är integrerade i verktyget, för att beräkna bekämpningsmedelsläckaget:

- Markanvändning¹
 - Besprutningen simuleras för all åkermark och därefter korrigeras resultaten för den andel av arealen som odlas med den valda grödan (så kallad post processing).
- Klimatzoner och klimatdata²
 - Mängden och intensiteten i nederbörd påverkar utlakningen genom marken
 - Temperaturen påverkar substansens nedbrytningshastighet i marken
 - Temperatur, solstrålning, vindhastighet och ångtryck används för att beräkna evapotranspirationen.
- Jordartsdata³
 - Jordarten påverkar utlakningen av ämnet genom marken p.g.a. skillnaden i flödes hastighet.
 - Jordfuktigheten i jorden påverkar den simulerade substansens nedbrytningshastighet.
 - Nedbrytningshastigheten avtar också med markdjupet för att representera minskad biologisk aktivitet och mängd organiskt kol.
 - Ämnets adsorptionskoefficient i olika marklager uppskattas av halten organiskt kol i marken samt ämnets normaliserade adsorptions-koefficient.
- Databas för grödornas tillväxt i de olika klimatzonerna⁴
- Databas för substansernas egenskaper⁵

I MACRO-SE kombineras kartorna för jordarter (se bakgrundskartor i bilaga 1), klimatdata och markanvändning som grund för simuleringar av läckage av den simulerade substansen. En principiell bild över hur dataset kombineras i MACRO-SE visas i figur 1.

Simuleringarna körs för 24 års klimatdata och resultaten visas som 24-års-medelkoncentration och redovisas som kartraster med upplösningen 100 x 100 m. Resultaten visar dels den simulerade koncentrationen i vattnet i dräneringsrören och dels koncentrationen som lämnar markprofilen 2 m ner i marken och går mot grundvattnet. I tillämpningen för denna rapport är det vattnet som lämnar markprofilen mot grundvattnet som representerar risken för bekämpningsmedelsläckaget till grundvatten. Det är viktigt att poängtera att modellen inte simulerar koncentrationer av bekämpningsmedel i det djupare liggande grundvattnet, för att göra detta skulle krävas en mer specialiserad och högupplöst modell av grundvattenflöden, så att utspädningen kan beräknas, och detta finns inte utvecklat på regional skala. Viss nedbrytning i marken kan för vissa ämnen även ske mellan 2 meters djup och innan det når ner till den djupare grundvattenakviferen, men i denna tillämpning av modellen kan inte den nedbrytningen inkluderas. Resultatet i form av en simulerad koncentration på två meters djup är alltså ett sorts ”värsta-falls-scenario” gällande koncentrationen i grundvattnet som den simulerade användningen kan ge upphov till.

¹ Statistik av arealer för specifik gröda från Jordbruksverkets blockdatabas (medelvärde per delavrinningsområde för perioden 2005-2013).

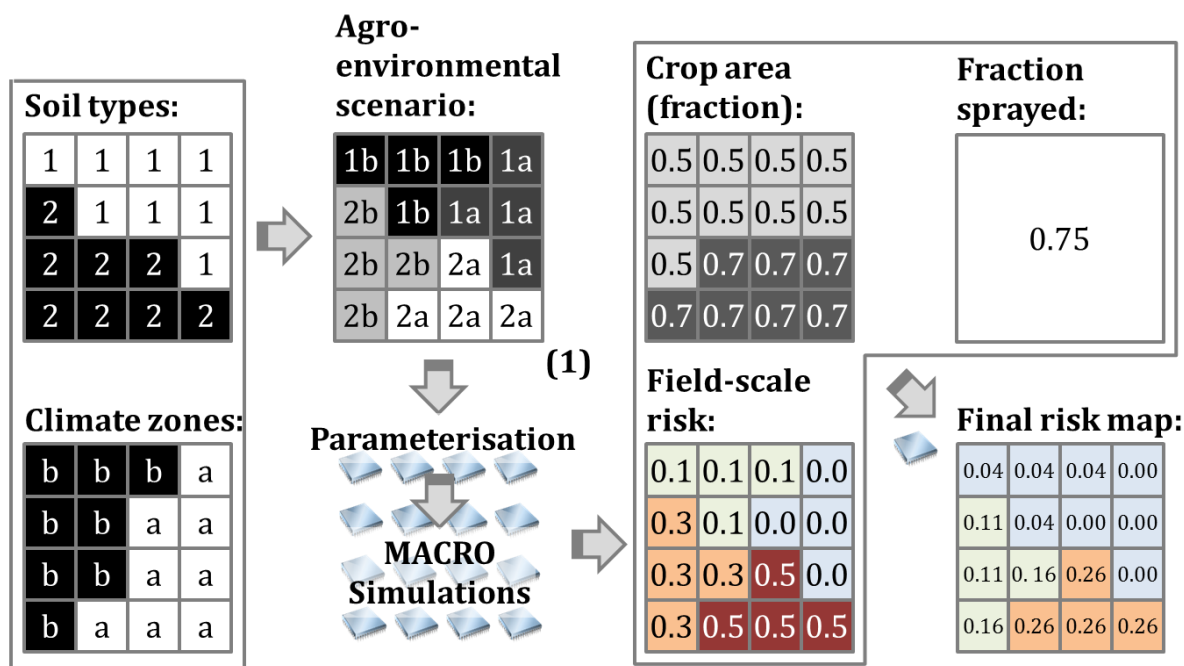
² Historiska vädertidsserier från SMHI:s ”normalperiod” 1961-1990. Klimatzonerna från Johnsson och Mårtensson (2002).

³ Jordartsdata från SGU och SLU, indelat enligt FOOTPRINT Soil Type. FOOTPRINT (Functional TOOLS for Pesticide RiSk assessment and management) var ett EU-FP6-forskningsprojekt. En stor del av MACRO-SE är baserad på metodologi som skapats inom FOOTPRINT. FOOTPRINT Soil Type är en funktionell markklassificering, optimerad för markhydrologi och markegenskap som är viktiga för bekämpningsmedels rörelse och nedbrytning i marken. Se Hollis et al., 2006 och Jarvis et al., 2007.

⁴ Data från Myrbeck, 1998.

⁵ Experimentellt framtagna data från University of Hertfordshire Pesticide Properties DataBase (PPDB, 2014).

Då modellen inte simulerar koncentrationer i det djupa grundvattnet som ofta är det som pumpas upp för användning som dricksvatten och som ofta även är det som provtas inom den regionala miljöövervakningen så blir jämförelser av faktiska koncentrationer i vattnet osäkra, se kapitel 9. *Jämförelser med uppmätta värden.* Som en generell riskkartering är dock resultaten värdefulla och kan användas för att bedöma vilka av de modellerade substanserna som utgör störst risk för läckage till grundvattnet samt i vilka områden i Skåne som riskerna är störst. Med modellresultaten kan man även identifiera vilka faktorer som är viktigast för bekämpningsmedelsläckage, huruvida det påverkas mest av t.ex. ämnets inneboende fysikalisk-kemiska egenskaper, markens beskaffenhet, eller under vilken period besprutningen sker. Vissa generella slutsatser dras i denna rapport men för att göra en mer robust bedömning av dessa aspekter skulle dock fler beräkningar behöva göras.



Figur 1. principbild för hur data från olika kartor kombineras i MACRO-SE.

4. Gränsvärden för dricksvatten

Halterna som simulerats fram med MACRO-SE har jämförts med gränsvärdet för dricksvatten för att bedöma i vilken utsträckning bekämpningsmedlen kan vara ett hinder för att använda grundvattnet som dricksvatten. Genom att jämföra halterna med dricksvattengränsvärdet kan man även bedöma vilka av de simulerade ämnena som utgör störst hot mot dricksvattenförsörjningen och inom vilka delar av Skåne risken är störst.

Gränsvärdet för dricksvatten med avseende på bekämpningsmedelsförekomst är tvådelat, dels så får inte summahalten av alla detekterade bekämpningsmedel överskrida 0,5 µg/l och dels får inget enskilt bekämpningsmedel förekomma i en halt över 0,1 µg/l (Livsmedelsverket, 2013). Samma gränsvärden gäller enligt EU-direktivet 98/83/EG om kvaliteten på dricksvatten (EU, 1998) och dessa halter används även som riktvärden för grundvatten enligt SGU:s föreskrifter 2013:2 om miljökvalitetsnormer och statusklassificering för grundvatten (SGU, 2013).

Halterna är inte baserade på substansernas toxicitet för människor utan bygger på synsättet att bekämpningsmedel inte ska förekomma i dricksvatten. Gränsvärdena sattes under en period då

detektionsgränsen för de flesta substanserna generellt sett låg på 0,1 µg/l vilket gjorde att varje mätbar förekomst av bekämpningsmedel var över gränsvärdet. I dagsläget ligger detektionsgränserna hos de stora kommersiella laboratorierna för de flesta bekämpningsmedel på 0,01 µg/l men gränsvärdet är fortsatt en tiopotens högre. Trots att bekämpningsmedel är en grupp substanser med väldigt varierande egenskaper och toxicitet så är gränsvärdet detsamma för alla substanser. Livsmedelsverket gör dock bedömningen att ett gränsvärde på 0,1 µg/l har en god marginal till halter där det kan finnas risk för akuta eller kroniska effekter (Livsmedelsverket, 2006). I kapitlet om information om aktiva substanser redogörs närmare för hur toxiciteten för människor bedömts genom tester med däggdjur.

5. Val av substanser

Sex bekämpningsmedelssubstanser med olika egenskaper valdes ut för simuleringarna. Urvalet baserades dels på vilka godkända substanser som hittats i grundvatten enligt Larsson et al. (2014), substansernas fysikaliska och kemiska egenskaper som påverkar risken för läckage samt försåld mängd under åren 2008-2012 (SCB, 2012) samt historiskt. Vilka ämnen som utifrån dessa kriterier inkluderats i studien visas i tabell 1.

Tabell 1. Bekämpningsmedelssubstanser som inkluderats i projektet.

Substans	Motivering
bentazon	Den godkända substans som har högst fyndfrekvens i grundvatten, relativt ofta även > 0,1 µg/l, har använts länge och i stor mängd och är läckagebenägen.
isoproturon	Detekteras i grundvatten, relativt ofta även > 0,1 µg/l, prioriterat ämne enligt EU:s vattendirektiv.
kvinmerak	Detekteras i grundvatten, dock sällan > 0,1 µg/l, är läckagebenägen och används i relativt stor mängd.
MCPA	Detekteras sällan i grundvatten under de senaste 10 åren, historisk sett detekterades den ofta > 0,1 µg/l men halterna har minskat, används i stor mängd och har använts länge.
metazaklor	Detekteras i grundvatten, dock sällan > 0,1 µg/l, används i relativt stor mängd men anses inte läckagebenägen.
metribuzin	Detekteras i grundvatten, ibland även > 0,1 µg/l, används i minst mängd av de simulerade substanserna men bedöms vara läckagebenägen.

5.1 GUS-index

GUS står för ”Groundwater Ubiquity Score” och är ett enkelt beräknat index för att skatta ett ämnes potential att läcka till grundvattnet. Indexet togs fram av Gustafson (1989) och har sedan dess ofta använts för riskbedömningar av bekämpningsmedelsläckage. Indexet baseras på ett ämnes halveringstid i jord (DT_{50}) och dess benägenhet att adsorbera till jordpartiklar (K_{oc}) och beräknas genom formeln $GUS = \log_{10}(DT_{50}) \times (4 - \log_{10}(K_{oc}))$, måttenhet för DT_{50} är (dagar) och måttenhet för K_{oc} är (ml/g) eller (l/kg). K_{oc} är en normaliserad variant av bindningskoefficienten K_d ((ml/g) eller (l/kg)), där $K_{oc} = K_d / f_{oc}$, där f_{oc} är viktfraktionen av kol i marken (g kol / g torrmark). Ju högre poäng på GUS-indexet desto större risk för läckage. Eftersom GUS-indexet är helt beroende av de experimentellt framtagna värdena för halveringstid och adsorption för ämnet så förekommer olika GUS-index för substanser beroende på vilka källor som har använts för de fysikalisk-kemiska variablerna. I tabell 2 visas GUS-index från PPDB (Pesticide Properties DataBase) vilken innehåller de data som använts vid registrering av aktiva substanser av bekämpningsmedel på EU-nivå.

Tabell 2. Groundwater Ubiquity Score (GUS-index) för inkluderade substanser (PPDB, 2014).

Substans	GUS-index
bentazon	2,30
isoproturon	2,07
kvinmerak	3,05
MCPA	2,94
metazaklor	1,96
metribuzin	2,57

Det finns olika tolkningar av vilka värden på GUS-indexet som ska anses som hög risk för läckage. Enligt Gustafson (1989) kan GUS-index över 2,8 tolkas som hög risk för läckage, ämnen med GUS-index mellan 1,8-2,8 har måttlig risk för läckage och under 1,8 ingen förväntad risk. Kerle et al. (1996) och bekämpningsmedelsrådgivaren Pfeiffer (2010) har använt sig av fler nivåer för tolkning av GUS-indexet (tabell 3). Enligt denna tolkning hamnar alla substanser som modellerats i detta projekt inom kategorierna måttlig eller hög rörlighet utom metazaklor som förväntas ha låg rörlighet i jord. GUS-index tar dock inte hänsyn till en substans benägenhet att läcka genom markens så kallade makroporer (t.ex. större sprickor och maskgångar) vilket MACRO-modellen gör.

Tabell 3. Tolkning av GUS-index som använts av Kerle et al. (1996) och Pfeiffer (2010)

GUS-index	Tolkning
> 4	mycket hög rörlighet
3 till < 4	hög rörlighet
2 till < 3	måttlig rörlighet
1 till < 2	låg rörlighet
0,1 till < 1	mycket låg rörlighet
< 0,1	ej rörlig

6. Information om aktiva substanser

I detta kapitel beskrivs respektive substans med avseende på deras användningsområde, verkningsmekanism, toxicitet och fynd i tidigare studier av grundvatten samt ytvatten i Skåne. Information och data om substanserna har hämtats från Kemikalieinspektionens databas för bekämpningsmedel (Kemikalieinspektionen, 2014), Naturvårdsverkets rapport (2008) om förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen, Världshälsoorganisationen WHO:s rapporter om dricksvattenkvalitet (2003, 2011) samt University of Hertfordshire Pesticide Property DataBase (PPDB, 2014) där de underlag som använts vid registreringen av aktiva substanser av bekämpningsmedel på EU-nivå finns samlade. I WHO (2003, 2011) redovisas beräknade riktvärden (guideline value) för vissa av de substanser som inkluderas i denna studie och i de fall detta saknas redovisas här PPDB:s klassning av toxicitet för däggdjur för att ge en fingervisning om i vilka koncentrationer respektive ämne eventuellt kan vara toxiskt även för människor.

Tidigare fynd av substanserna i grundvatten har hämtats från en rapport som publicerats av CKB och Havs- och vattenmyndigheten (Larsson et al., 2014) och som sammanställer data för bekämpningsmedel i grundvatten i hela Sverige 1986-2014. Information om i vilken omfattning substanserna har detekterats i ytvatten i Skåne har hämtats från en rapport publicerad av CKB och Havs- och vattenmyndigheten (Boström et al., 2014) som sammanställer data för fynd av bekämpningsmedel i ytvatten i Skåne 1983-2014.

6.1 Bentazon

Preparat innehållande bentazon används som ogräsmedel i odlingar av ärt, åkerbönor, slätter- eller frövall, stråsäd med vallinsädd samt i majs (Kemikalieinspektionen, 2014). Substansen är en kontaktverkande herbicid som verkar genom att hämma fotosyntesen (Jordbruksverket, 2014). Världshälsoorganisationen WHO (2011) har beräknat ett hälsobaserat värde på 300 µg/l baserat på ett tvåårigt toxicitetstest av råttor men de skriver i rapporten att det inte är nödvändigt att beräkna ett riktvärde för dricksvatten eftersom bentazon förekommer i långt lägre koncentrationer än så. Ekotoxikologiska tester med bentazon tyder på att vattenväxter är den känsligaste organismtypen men eventuellt har kräftdjur en jämförbar känslighet (Naturvårdsverket, 2008). Havs- och vattenmyndigheten (2014) föreslår i en remissversion av föreskrifter ett generellt gränsvärde för bentazon i ytvatten på 27 µg/l i årsmedelvärde. Om detta värde överskrids i en ytvattenförekomst ska förekomsten få sämre än god ekologisk status.

Den maximalt uppmätta koncentrationen i grundvatten i Sverige sedan 1986 är enligt Larsson et al. (2014) 280 µg/l, dock är detta ett enskilt fall 1988 och koncentrationer av bentazon över 10 µg/l har bara uppmätts 8 gånger sedan 1986 och detta på två olika lokaler. I samma rapport anges att bentazon var det ämne som hade störst fyndfrekvens i grundvatten i Skåne (6,5 %) under åren 2005-2014 bland ämnen som fortfarande är godkända för användning. Funna halter överskred dricksvattengränsvärdet 0,1 µg/l i 3 % av alla prover. I ytvatten i Skåne är den maximalt uppmätta koncentrationen 7 µg/l enligt Boström et al. (2014).

Bentazon har tidigare haft en mer utbredd användning inom jordbruket men den begränsades under tidigt 1990-tal till användning på färre grödor och att endast spridning på våren är tillåtet. Detta på grund av att man kunnat hitta bentazon i undersökningar av ytvatten och grundvatten. I dagsläget finns i Sverige bara ett godkänt preparat som innehåller bentazon.

6.2 Isoproturon

Isoproturon användes för ogräsbekämpning i odlingar av stråsäd, både på vår och på höst (Kemikalieinspektionen, 2014). Isoproturon är ett prioriterat ämne enligt EU:s vattendirektiv (EU, 2008) och detta innebär att medlemsländerna ska övervaka ämnet och att det på sikt ska fasas ut. Ämnet blev förbjudet att sälja i Sverige vid årsskiftet 2012/2013 men var tillåtet att använda fram t.o.m. 2014-11-15.

Isoproturon är en selektiv herbicid som tas upp av växternas rötter och blad och verkar genom att hämma fotosyntesen (PPDB, 2014). På grund av denna verkan så är isoproturon även toxiskt för vattenväxter vid läckage från åkermarken. I en rapport av WHO (2003) undersöks resultaten från olika toxicitetstest av isoproturon i däggdjur för att bedöma risken för människor när vi utsätts för substansen. Den akuta toxiciteten för däggdjur verkar vara låg men isoproturon har visat sig ha negativa effekter på levern vid längre försök med både råttor och hundar och kan därför befaras vara toxiskt även för människor. Utifrån dessa resultat beräknar WHO (2003) ett riktvärde för dricksvatten på 9 µg/l. Isoproturon har enligt vattendirektivet ett gränsvärde i ytvatten på 0,3 µg/l i årsmedelvärde (s.k. AA-EQS) och 1 µg/l som inte får överskridas vid något enskilt mätillfälle (s.k. MAC-EQS) (EU, 2008).

Maximalt uppmätta koncentrationen av isoproturon i grundvatten i Sverige är 0,2 µg/l, medianen för funna koncentrationer är 0,03 µg/l (Larsson et al., 2014). I samma rapport redovisas en fyndfrekvens av isoproturon på ca 2,7 % av alla grundvattenprover i Skåne 2005-2014. Frekvensen fynd över 0,1

µg/l var 0,6 %. I ytvatten är den maximalt uppmätta koncentrationen i Skåne 9,4 µg/l och isoproturon hittades i ca 43 % av alla prover 2002-2014 (Boström et al., 2014).

6.3 Kvinmerak

Kvinmerak är ett selektivt ogräsmedel som används mot bredbladiga ogräs i odlingar av sockerbetor, raps och rybs (Kemikalieinspektionen, 2014). Kvinmerak är i dagsläget godkänt i två olika produkter där det förekommer i kombination med metazaklor respektive kloridazon. Både metazaklor och kloridazon har en begränsning i sin användning att de maximalt får användas vart tredje år på ett fält och detta leder i praktiken till att även kvinmerak också används maximalt vart tredje år. WHO (2011) har inte tagit fram något hälsobaserat riktvärde för kvinmerak men PPDB (2014) klassar kvinmeraks toxicitet för däggdjur som låg till måttlig. Ett preliminärt riktvärde för kvinmerak i ytvatten har av Kemikalieinspektionen satts till 100 µg/l (Kemikalieinspektionen, 2011).

Kvinmeraks maximalt uppmätta koncentration i grundvatten i Sverige sedan 1986 är 0,1 µg/l och medianhalten funna koncentrationer är 0,04 µg/l (Larsson et al., 2014). Kvinmerak hittas i ca 1 % av alla grundvattenprover i Skåne 2005-2014. I ytvatten är den maximalt uppmätta koncentrationen i Skåne 0,95 µg/l och kvinmerak hittas i hela 38 % av alla prover i Skåne 2002-2014 (Boström et al., 2014).

6.4 MCPA

MCPA är en så kallad fenoxisyra som har en selektiv verkan mot bredbladiga ogräs (PPDB, 2014). MCPA har tidigare haft mycket utbredd användning och använts i stora mängder, användningen har minskat under åren, i takt med att nya ämnen har introducerats som ersatt MCPA:s användningsområden, men användningen är fortfarande stor. Substansen är väldigt vattenlös och har hög rörlighet men dock bara begränsad persistens i vatten (WHO, 2011).

I dagsläget är MCPA godkänt att använda mot ogräs i odlingar av stråsäd och vall samt mot mossor och ogräs i gräsmattor (Kemikalieinspektionen, 2014). MCPA har tidigare även varit godkänt ”Mot buskar eller andra vedartade växter på ytor för eller med barrträdsföryngringar.” och som bekämpningsmedel inom jordbruket ”Mot ogräs”. Trots att användningen har begränsats hade MCPA, efter glyfosat, den största mängden försåld aktiv substans i Sverige 2011 med 313,2 ton (SCB, 2012).

WHO (2011) har beräknat ett riktvärde för dricksvatten på 2 µg/l baserat på ettåriga toxicitetstest av hundar. I Havs- och vattenmyndighetens (2014) remissversion av föreskrifter föreslås ett värde på 1 µg/l i årsmedelvärde i ytvatten som inte får överskridas för god ekologisk status.

Den maximalt uppmätta koncentrationen av MCPA i grundvatten i Sverige är hela 2500 µg/l, medianhalten av funna koncentrationer är dock betydligt lägre 0,07 µg/l (Larsson et al., 2014). Koncentrationen 2500 µg/l är ett extremvärde som uppmättes 2008 i Skåne och som troligen beror på en punktkälla såsom en spillolycka, dock finns inga säkra uppgifter om vad som föranlett mätningen. Förutom detta prov finns bara 5 uppmätta koncentrationer av MCPA i grundvatten över 1 µg/l, alla från Gotland. I ytvatten är den maximalt uppmätta koncentrationen i Skåne 8,0 µg/l (Boström et al., 2014). MCPA hittas ofta i prover av ytvatten i Skåne (27 % i Skånska ytvatten 2002-2014 (Boström et al., 2014) men mer sällan i grundvattenprover (0,9 % i grundvattenprover i Skåne 2005-2014 (Larsson et al., 2014)).

6.5 Metazaklor

Metazaklor är ett ogräsmedel för användning i odlingar av oljeväxter och fodermärgkål (Kemikalieinspektionen, 2014). Tidigare har metazaklor även ingått i preparat för odlingar av kålväxter och potatis. Ett villkor för metazaklors godkännande är att preparat maximalt får användas med en total dos på motsvarande 1,0 kg metazaklor/ha under en treårsperiod på samma fält. Detta för att skydda grundvattnet.

Inget hälsobaserat riktvärde för metazaklor i dricksvatten har beräknats av WHO (2011). Enligt PPDB (2014) är den akuta toxiciteten låg för däggdjur men däremot hög vid något längre dietexperiment, båda med råttor som försöksdjur. Kemikalieinspektionen (2011) har satt ett preliminärt riktvärde för metazaklor i ytvatten på 0,2 µg/l.

Maximalt uppmätta koncentrationen av metazaklor i grundvatten i Sverige är 2,4 µg/l, medianen av funna koncentrationer är 0,1 µg/l och metazaklor hittades i ca 2 % av alla grundvattenprover i Skåne de senaste 10 åren (Larsson et al., 2014). I ytvatten är den maximalt uppmätta koncentrationen i Skåne 7,0 µg/l och metazaklor hittas i ca 24 % av alla prover 2002-2014 (Boström et al., 2014).

6.6 Metribuzin

Metribuzin är ett ogräsmedel som används i odlingar av potatis och morötter (Kemikalieinspektionen, 2014). Metribuzin var inte inkluderat i WHO:s rapport om dricksvattenkvalitet (2011) men enligt PPDB (2014) klassas toxiciteten för däggdjur som hög, baserat på toxicitetstest av råttor. I Naturvårdsverkets (2008) rapport anges ett föreslaget gränsvärde för metribuzin på 0,08 µg/l baserat på tester med vattenväxten kupandmat (*Lemna gibba*). Detta värde föreslås även som gränsvärde för god ekologisk ytvattenstatus i Havs- och vattenmyndighetens (2014) remissversion av föreskrift.

Den maximalt uppmätta koncentrationen i grundvatten i Sverige är 0,3 µg/l, medianen av funna koncentrationer är 0,06 µg/l. Metribuzin detekteras sällan i grundvatten, ca 1 % av alla prover 2005-2014 (Larsson et al., 2014). I ytvatten är den maximalt uppmätta koncentrationen i Skåne 2,2 µg/l och fyndfrekvensen ligger på 3,5 % (Boström et al., 2014).

Metribuzin har även nedbrytningsprodukten metribuzin-diketo som har börjat analyseras först på senare år, men som har visat sig kunna detekteras i grundvatten (4 fynd i 60 prover) (Larsson et al., 2014). MACRO-SE kan inte ta med nedbrytningsprodukter i beräkningarna i dagsläget men det är viktigt att komma ihåg att även nedbrytningsprodukter eventuellt kan ha negativa effekter.

7. Simulerade scenarier

7.1 Nutida användning

För att köra MACRO-SE behöver scenarier definieras i form av olika ingångsdata (tabell 4). Dessa data innefattar vilken aktiv bekämpningsmedelssubstans simuleringen ska göras för, substansens fysikalisk-kemiska egenskaper och den använda dosen av det avsedda bekämpningsmedlet. De fysikalisk-kemiska egenskaper som använts för varje substans visas i bilaga 2. Man behöver även definiera vilken gröda substansen ska sprutas på, vilket har en effekt på spridningen bland annat på grund av interception och upptag i rotsystemen, samt hur stor del av arealen som odlas med grödan som i genomsnitt behandlas med bekämpningsmedlet. För besprutningsperioden under året används i modellen en s.k. pesticide timer vilket innebär att man anger det vanligaste appliceringsdatumet för avsedd substans och gröda och sedan väljer modellen ett passande appliceringsdatum (utan regn) inom +/- 7 dagar från det datumet.

De scenarier som har körts i detta projekt har baserats på användningsdata från den nationella miljöövervakning av växtskyddsmedel i typområden, samt beräkningar av andelen grödaareal som besprutas vilken har hämtats från Steffens et al. (2015). Den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel i typområden bedrivs av SLU på uppdrag av Naturvårdsverket i 4 små avrinningsområden (800-1700 hektar) som ligger i Skåne, Halland, Östergötland och Västergötland och som alla har ett intensivt jordbruk med ca 90 % åkermark. I detta projekt har data från de typområden som ligger i södra Skåne och södra Halland inkluderats då de ansetts vara representativa för Skåne som helhet. Inom miljöövervakningen intervjuas lantbrukarna i typområdena varje år för att ge en bild av vilka bekämpningsmedel som används, på vilka grödor, i vilka doser, under vilka perioder på året och hur stor andel av respektive gröda som besprutas. Det är dessa data som legat till grund för definierade scenarier.

Tabell 4. Simulerade scenarier inom projektet. Användningsdata från SLU:s nationella miljöövervakning av växtskyddsmedel i typområden.

Aktiv substans	År	Gröda	Besprutnings-period	Dos (g/ha)	Andel av grödan som besprutas (%)
bentazon	2014	ärter och bönor	7 – 21 jun	435	95
isoproturon	2014	höstsäd	14 – 28 apr	555	4
isoproturon	2014	höstsäd	9 – 23 okt	494	23
MCPA	2014	vårsäd	19 maj – 02 jun	500	63
MCPA	2014	höstsäd	6 – 20 maj	850	9
metazaklor	2014	vårraps	15 – 29 maj	950	20
metazaklor	2014	höstraps	2 – 16 sep	888	62
kvinmerak	2014	sockerbetor	11 – 25 maj	150	1
kvinmerak	2014	höstraps	26 aug – 9 sep	250	56
metribuzin	2014	potatis	24 maj - 7 juni	245	91

För att kontrollera om rimliga mängder av respektive substans har applicerats i simuleringarna så har statistik på uppskattad försäljning i Skåne (tabell 5) jämförts med den ackumulerade mängden i simuleringarna som beräknas genom dosen (g/ha) multiplicerat med arealen för den avsedda grödan och andelen av grödan som besprutas (tabell 6). Eftersom det inte finns statistik på försäljningen av bekämpningsmedel på substansnivå uppdelat per län så har en uppskattning gjorts av försäljningen av respektive substans i hela Sverige (SCB, 2012) multiplicerat med Skånes andel av den totala användningen av ogräsmedel i landet, 60 %, enligt SCB (2011).

Tabell 5. Uppskattade försålda mängder aktiv substans av inkluderade substanser, under åren 2008-2012 i Skåne.

Uppskattad försäljning i Skåne (ton aktiv substans)						
	2008	2009	2010	2011	2012	Medelvärde
bentazon	5,9	5,0	7,2	7,4	7,0	6,5
isoproturon	27,5	23,6	28,4	26,9	68,7	35,0
kvinmerak	8,2	7,9	7,0	6,7	8,3	7,6
MCPA	135,9	136,6	131,3	187,9	126,6	143,7
metazaklor	36,5	25,6	23,1	20,7	27,1	26,6
metribuzin	4,0	3,2	3,1	4,0	3,8	3,6

Tabell 6. Kalkylerad mängd av de aktiva substanserna som applicerats i simuleringen.

Spridning i simuleringen (ton aktiv substans)	
bentazon	3,6
isoproturon	15,3
kvinmerak	4,4
MCPA	40,8
metazaklor	17,4
metribuzin	2,5

Generellt sett verkar mängderna i simuleringarna vara lite låga för alla ämnen och detta kan troligen till största del härledas till att de aktiva substanserna även har andra, mindre användningsområden som inte har inkluderats i simuleringarna. Den kraftiga ökningen av försäljningen av isoproturon 2012 beror troligen på hamstring på grund av att substansen blev förbjuden att sälja efter 2012 och därför kan åren innan 2012 ses som en bättre fingervisning av den årliga användningen. MCPA har betydligt högre uppskattad årlig försäljning än vad som använts i simuleringen och det som troligen bidrar mest till denna skillnad är användning av MCPA i betesvallar och gräsfrövallar vilket inte har inkluderats i simuleringarna.

7.1 Historisk användning

Då det i dagsläget främst är äldre bekämpningsmedel som detekteras i grundvatten ville vi göra en jämförande modellering för att se hur stora skillnader man kan se i läckagerisk med den användning som var vanlig i slutet på 80-talet jämfört med användningen idag. För denna jämförelse valdes de två ämnena bentazon och MCPA vilka har använts i stor mängd och i högre doser förut men som båda används än idag. Båda substanserna hade betydligt högre försäljning för några decennier sedan (Kemikalieinspektionen, 2015 och Naturvårdsverket, 1985). Försäljningen av bentazon i Sverige har minskat från ca 100 ton per år i mitten på 1980-talet till ca 10 ton per år under de senaste åren (figur 2). Försäljningen av MCPA i Sverige var över 1000 ton per år innan 1987 för att sedan minska kraftigt och de senaste åren har försäljningen varit drygt 200 ton per år.



Figur 2. Försäljning av bentazon och MCPA i Sverige mellan 1984-2012, mätt i ton aktiv substans per år (Kemikalieinspektionen, 2015 och Naturvårdsverket, 1985).

Den tid som valdes för jämförelse med tidigare användning var 1986 och genom litteraturstudier och personlig kontakt med den erfarna bekämpningsmedelsrådgivaren Eskil Nilsson har doser (BASF 1986), grödor och applikationsperioder som var typiska för användningen av bentazon och MCPA år 1986 definierats som ytterligare scenarier att simulera (tabell 7).

För bentazon har en modellering för 1986 genomförts i årtar och bönor med dåtidens betydligt högre rekommenderade dos på ca 1300 g/ha. Utöver detta användes bentazon under denna period i stor utsträckning i vårsäd, ofta med insädd av vall, och då ofta i kombination med MCPA. Då MACRO-SE endast kan modellera scenarier med en gröda och en aktiv substans i taget så valde vi att köra ett scenario med endast bentazon i vårsäd för att svara för den betydligt större användning som var aktuell under den här perioden. Doserna av bentazon i vårsäd är dock lägre eftersom det ofta användes i kombination med MCPA eller andra aktiva substanser. För den tidigare användningen av MCPA har ett scenario för spridning i vårsäd använts precis som för dagens användning men med en högre dos, vilket var rekommenderat 1986.

Att definiera scenarier som är helt representativa för användningen under 1980-talet är en utmaning eftersom det ofta är brist på statistik och beskrivningar av användningen och att användningen är komplicerad, med olika kombinationer av grödor och blandningar av aktiva substanser. De scenarier vi använt är en förenkling av tidigare användning men vår förhoppning är att de kan användas som jämförelse av hur stor risken för läckage var vid historisk användningen av bentazon och MCPA jämfört med dagens användning.

I tabell 7 visas de scenarier som definierats för historisk användning av bentazon och MCPA. I brist på tillförlitliga data från denna period har det antagits att andelen av respektive gröda som besprutats var lika stor som för dagens användning.

Tabell 7. Simulerade scenarier för historisk användning av bentazon och MCPA.

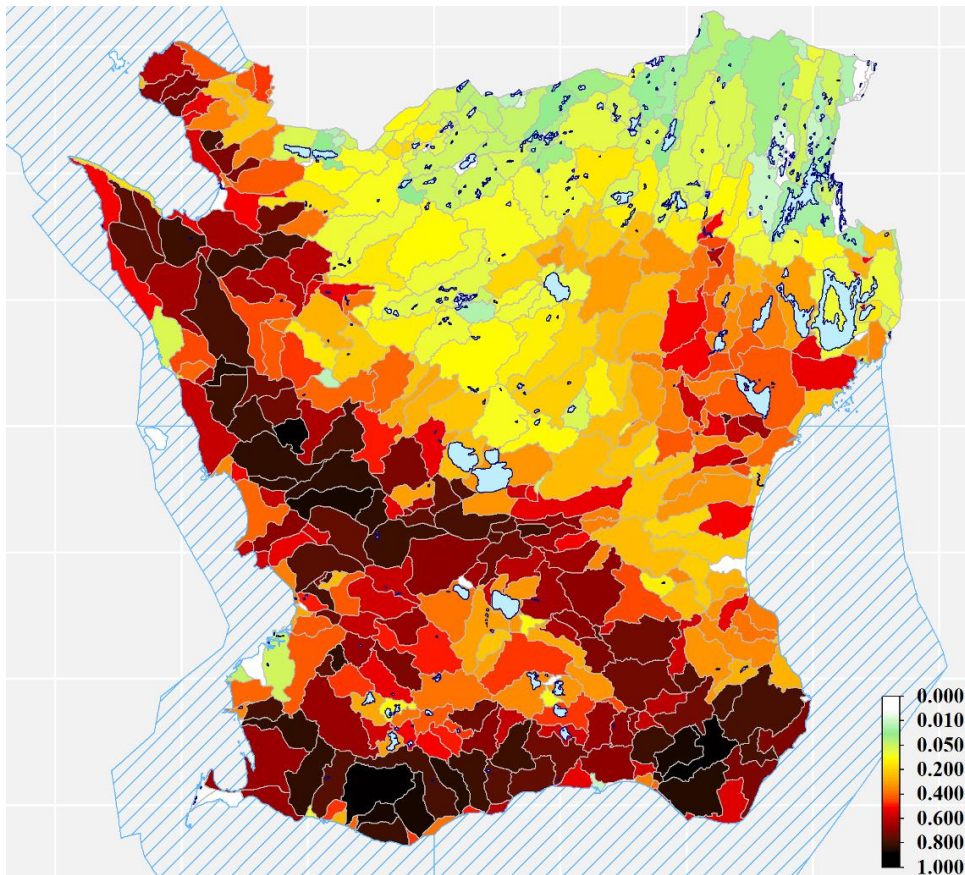
Aktiv substans	År	Gröda	Besprutnings-period	Dos (g/ha)	Andel av grödan som besprutas (%)
bentazon	1986	Ärter och bönor	7 – 21 jun	1305	95
bentazon	1986	Vårsäd	19 maj – 02 jun	800	95
MCPA	1986	Vårsäd	19 maj – 02 jun	1312	63

Den ackumulerade mängden bentazon som simulerats för 1986 års användning (beräknat som dosen, g/ha, multiplicerat med arealen för den avsedda grödan och andelen av grödan som besprutas) uppgår till knappt 90 ton. Motsvarande mängd för MCPA är 85 ton.

8. Simuleringsresultat

I detta kapitel redovisas resultatet från datorsimuleringarna med MACRO-SE i form av riskkartor över Skåne som infärgats utefter de simulerade koncentrationerna i grundvattnet på 2 meters djup. Simuleringarna körs för 24 års klimatdata och resultaten visas som en 24-års-medelkoncentration. För varje substans visas först vilket eller vilka scenarier som simulerats och en karta över hur stor del av åkermarken som odlas med de avsedda grödorna. Andelen åkermark varierar stort inom Skåne med betydligt större andel jordbruk i västra och södra delarna av länet (figur 3). För varje substans redovisas dels riskkartor för varje simulerat scenario och för substanser med mer än ett scenario visas även den totala koncentrationen från addering av simulerade scenarier.

För att få ett mått på risken för de grundvattenförekomster som definierats av SGU enligt EU:s vattendirektiv (visas i VISS, 2015), och därmed ingår i vattenförvaltningsarbetet, så har ett medelvärde beräknats av alla simulerade koncentrationer inom grundvattenförekomsten dividerat med vattenflödet från hela området, d.v.s. inklusive icke åkermark. Resultaten redovisas per substans i tre separata kartor, en för varje typ av grundvattenförekomst: *Sand och grus*, *Urberg eller annan* och *Sedimentärt berg*. Detta är en medelkoncentration inom förekomstens yta på 2 meters djup, och tar alltså inte hänsyn till vilken typ av förekomst det är eller på vilket djup den ligger. I bilaga 3 redovisas en tabell över alla grundvattenförekomster i Skåne och deras beräknade medelkoncentrationer.



Figur 3. Andel åkermark taget från Jordbruksverkets blockdatabas per delavrinningsområde för ytvatten definierat av SMHI (2012).

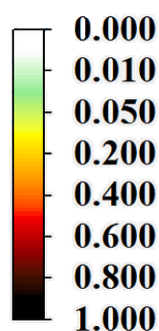
8.1 Riskkartor nutida användning

I riskkartorna i detta kapitel redovisas de simulerade koncentrationerna på 2 meters djup i marken. Både rasterkartorna och de som visar medelvärdet per grundvattenförekomst har färgats enligt skalan i figur 4. Utifrån denna skala är det enkelt att till exempel identifiera de orangefärgade områden som har en simulerad koncentration 0,01 – 0,1 µg/l, det vill säga områden där det kan finnas en risk för detekterbara koncentrationer av den aktuella substansen, samt röda områden med simulerade koncentrationer över gränsvärdet för dricksvatten på 0,1 µg/l.

□	0.000 - 0.001
□	0.001 - 0.010
□	0.010 - 0.100
□	0.100 - 1.000
□	> 1.000

Figur 4. Teckenförklaring för infärgningen av riskkartor. Områden utan åkermark har inte simulerats och markeras med grått på kartorna. Notera att alla kartor visar substansens simulerade koncentration i vatten på 2 meters djup (botten av jordprofilen), i µg/l.

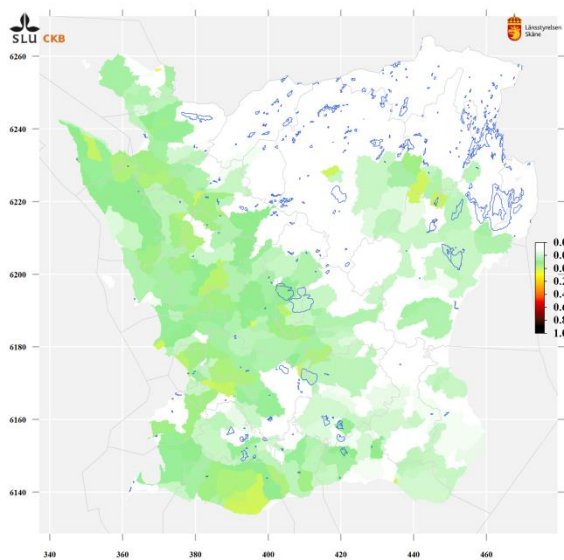
Kartorna över andelen av åkermarken som är odlad med den specifika grödan har färgats enligt skalan i figur 5. Observera att kartorna i de följande avsnitten inte visar andelen åkermark inom delavrinningsområdet så för att bättre kunna tolka kartorna kan det vara bra att parallellt läsa figur 3.



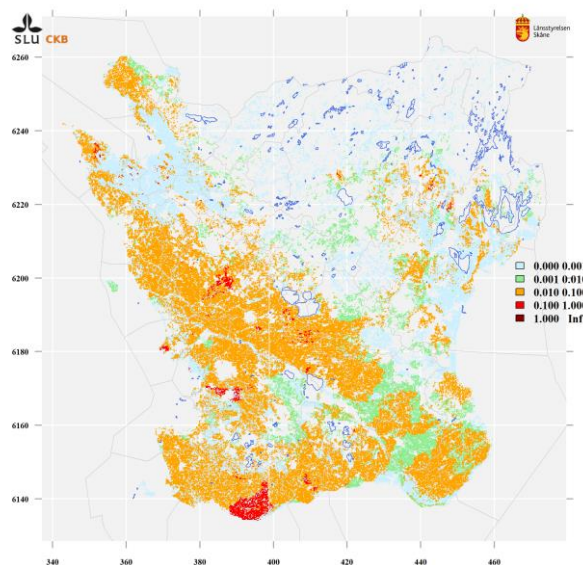
Figur 5. Teckenförklaring för infärgningen av kartor för andelen åkermark odlad med den specifika grödan (per delavrinningsområde för ytvatten definierat av SMHI), data från Jordbruksverkets blockdatabas (medelvärden 2005-2009).

8.1.1 Bentazon

Aktiv substans	År	Gröda	Besprutningsperiod	Dos(g/ha)	Andel av grödan som besprutas (%)
bentazon	2014	Ärter och bönor	7 – 21 jun	435	95



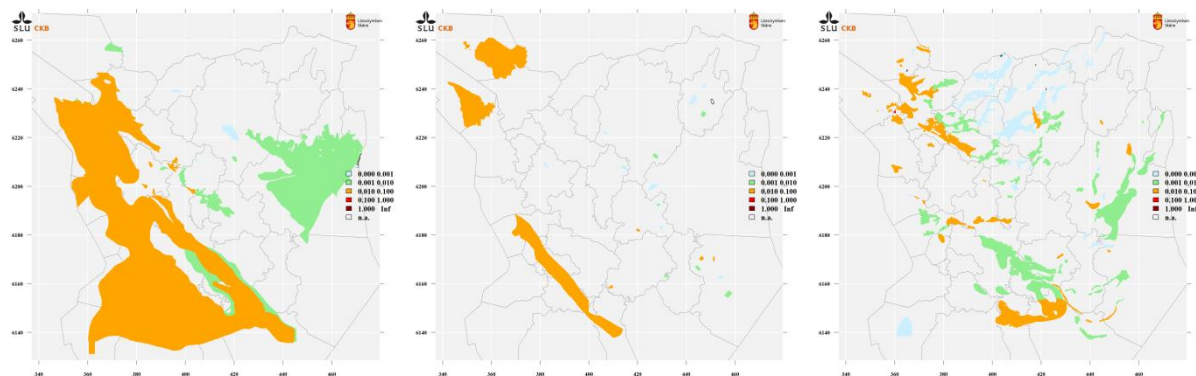
Figur 6. Andelen av åkermarken som odlas med ärter och bönor (yta ärter och bönor / delavrinningsområdets totala yta åkermark).⁶



Figur 7. Riskkarta för koncentrationen av bentazon vid besprutning av ärter och bönor. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i µg/l.⁷

⁶ Notera att kartan inte visar andelen av delavrinningsområdet som är åkermark, jämför med figur 3. *Bakgrundsdata:* © SMHI (SVAR 2012-2. Delavrinningsområden), © Lantmäteriet.

⁷ Kartan visar simulerad 24-års-medelkoncentration vid 2 meters djup i markprofilen. Koncentrationen påverkas av grödareal samt av andelen av grödans område som sprutas. Dock är inte eventuella effekter av nedbrytning, transport eller utspädning djupare än 2 meter inräknat. *Bakgrundsdata:* © Lantmäteriet.



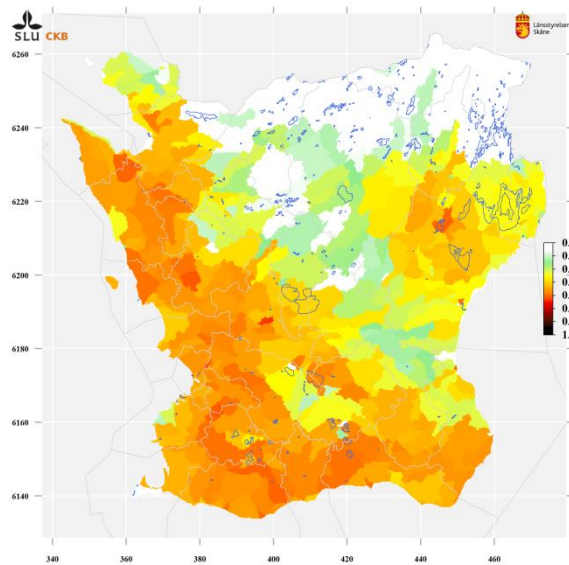
Figur 8. Beräknad medelkoncentration för bentazon 2 m ner i marken, vid besprutning av ärtor och bönor för Skånes grundvattenförekomster (VISS, 2015). Baserat på simulerade medelkoncentrationer för åkermark i området dividerat med vattenflödet från hela området, d.v.s. inklusive icke åkermark. Från vänster till höger: (a) Sedimentärt berg, (b) Urberg och annan, (c) Sand och grus⁸.

För bentazon visar resultaten på simulerade koncentrationer över 0,01 µg/l i stora delar av södra och västra Skåne, detta trots att odlingen av ärtor och bönor inte upptar en särskilt stor andel av åkermarken. Odlingen av baljväxter är dock spridd över större områden av södra och västra Skåne. Bentazon är också en av två av de simulerade substanserna som riskerar överskrida dricksvattengränsvärdet 0,1 µg/l på några ställen i länet där odlingen av baljväxter är större, framförallt på sydkusten. Även den beräknade medelkoncentrationen inom grundvattenförekomster överskrider 0,01 µg/l i stora delar av länet och överskrider även dricksvattengränsvärdet i en mycket liten sand-/grusförekomst i nordvästra Skåne.

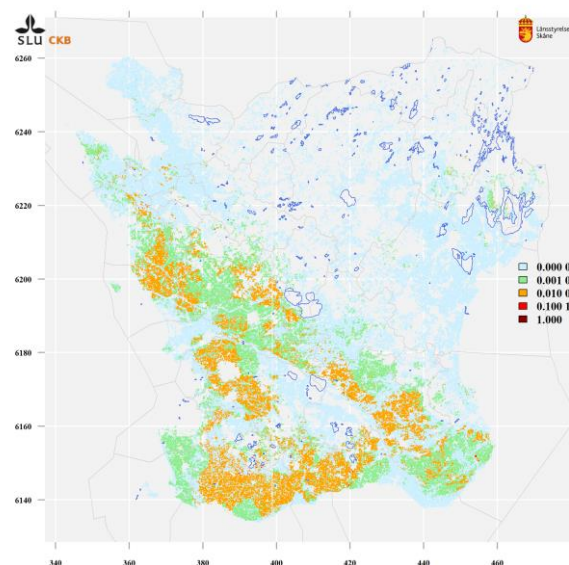
⁸ Medelskoncentrationen påverkas av grödareal, av andelen av grödans område som sprutas och en uppskattning av utspädning från icke-åkerareal i området, men eventuell effekt av nedbrytning, transport eller utspädning djupare än 2 meter är inte inräknat. *Bakgrundsdata:* © SGU grundvattenförekomster. Notera också att i beräkningsmetoden förmodas ”full blandning” av substansmassflödet och vattenflödet över hela grundvattenförekomsten.

8.1.2 Isoproturon

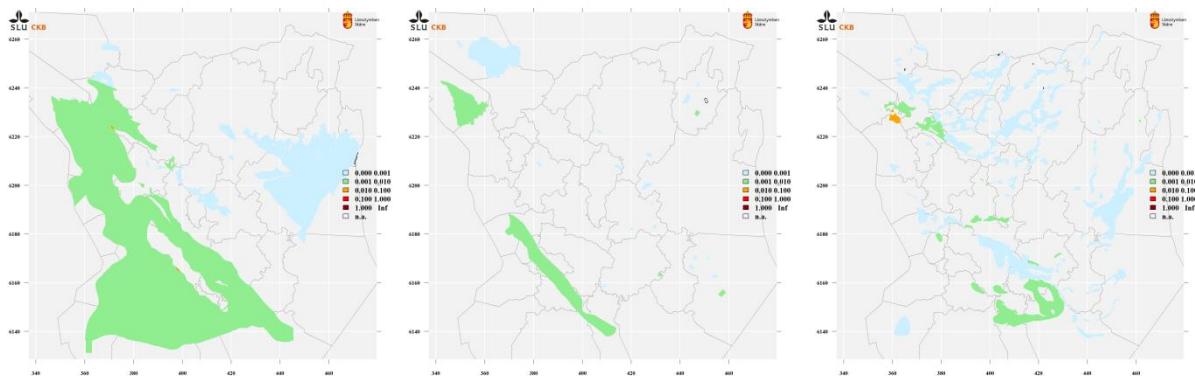
Aktiv substans	År	Gröda	Besprutningsperiod	Dos (g/ha)	Andel av grödan som besprutas (%)
isoproturon	2014	Höstsäd	14 – 28 apr	555	4
isoproturon	2014	Höstsäd	9 – 23 okt	494	23



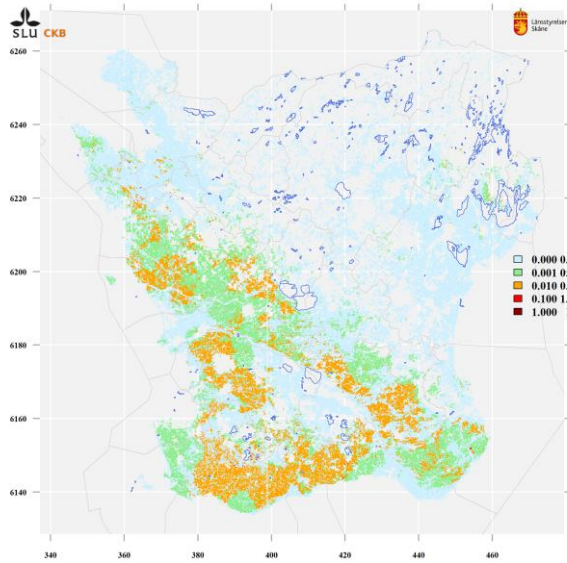
Figur 9. Andelen av åkermarken som odlas med höstsäd (yta höstsäd / delavrinningsområdets totala yta åkermark). Se även figur 6 fotnot.



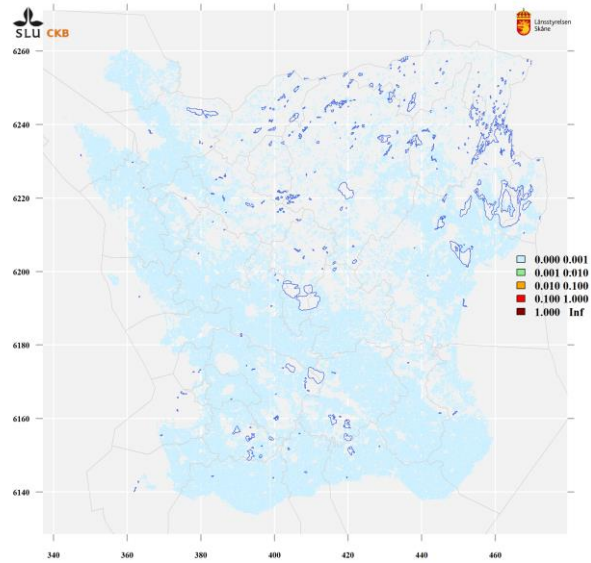
Figur 10. Riskkarta för total koncentration av isoproturon vid besprutning av höstsäd både vår och höst. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i µg/l. Se även figur 7 fotnot.



Figur 11. Beräknad medelkoncentration för isoproturon 2 m ner i marken, vid besprutning av höstsäd både vår och höst för Skånes grundvattenförekomster (VISS, 2015). Baserat på simulerade medelkoncentrationer för åkermark i området dividerat med vattenflödet från hela området, d.v.s. inklusive icke åkermark. Från vänster till höger: (a) Sedimentärt berg, (b) Urberg och annan, (c) Sand och grus. Se även figur 8 fotnot.



Figur 12. Riskkarta för koncentration av isoproturon vid höstbesprutning av höstsäd. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i $\mu\text{g/l}$. *Se även figur 7 fotnot.*

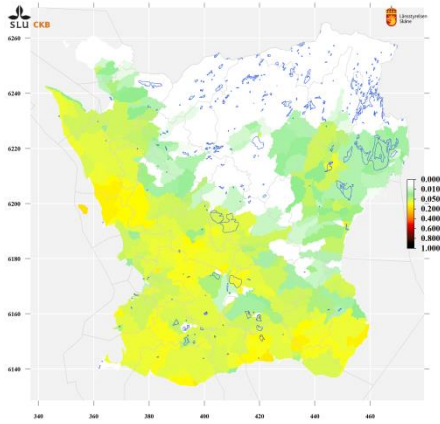


Figur 13. Riskkarta för koncentration av isoproturon vid vårbesprutning av höstsäd. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i $\mu\text{g/l}$. *Se även figur 7 fotnot.*

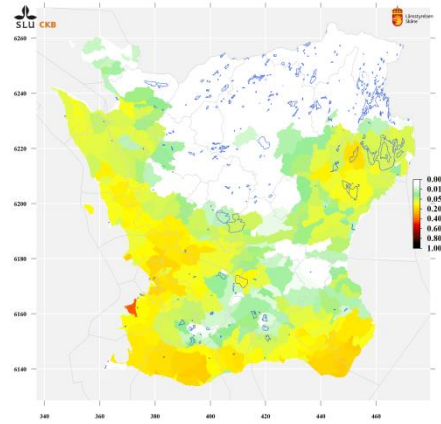
Resultaten av simuleringarna pekar på att höstbesprutning av höstsäd i betydligt större utsträckning bidrar till förhöjda koncentrationer i grundvatten än vårbesprutning av höstsäd. Den totala koncentrationen av isoproturon simuleras till över 0,01 $\mu\text{g/l}$ i vissa områden och även medelkoncentrationen i fyra mindre grundvattenförekomster överskred 0,01 $\mu\text{g/l}$. Koncentrationerna av isoproturon överskrider dock inte dricksvattengränsvärdet på någon plats.

8.1.3 Kvinmerak

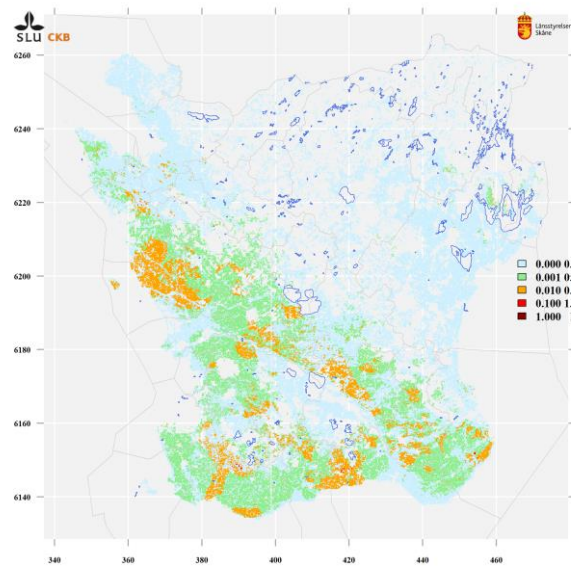
Aktiv substans	År	Gröda	Besprutningsperiod	Dos (g/ha)	Andel av grödan som besprutas (%)
kvinmerak	2014	Sockerbetor	11 – 25 maj	150	1
kvinmerak	2014	Höstraps	26 aug – 9 sep	250	56



Figur 14. Andelen av åkermarken som odlas med höstraps (yta höstraps / delavrinningsområdets totala yta åkermark). Se även figur 6 fotnot.

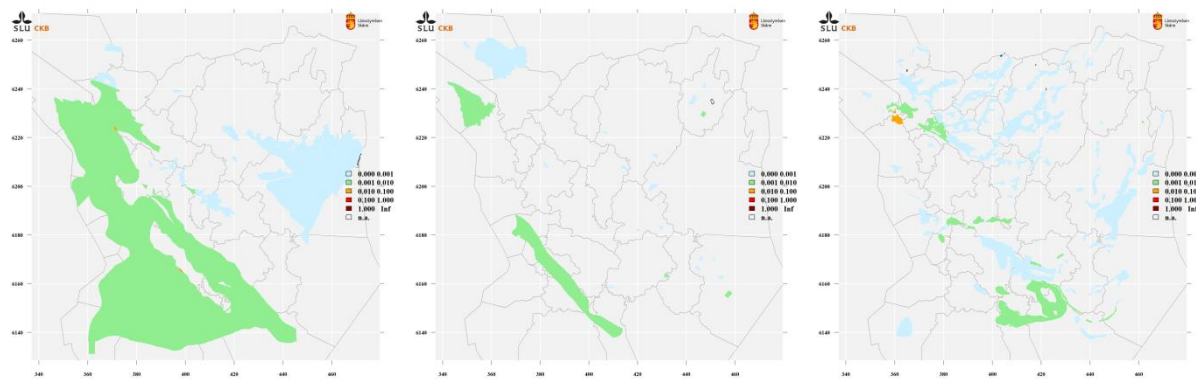


Figur 15. Andelen av åkermarken som odlas med sockerbetor (yta sockerbetor / delavrinningsområdets totala yta åkermark).⁹ Se även figur 6 fotnot.

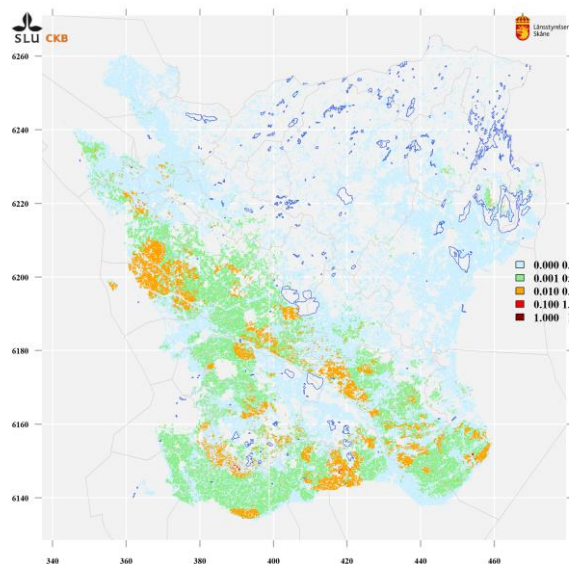


Figur 16. Riskkarta för total koncentration av kvinmerak vid vårbesprutning av sockerbetor samt höstbesprutning av höstraps. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i µg/l. Se även figur 7 fotnot.

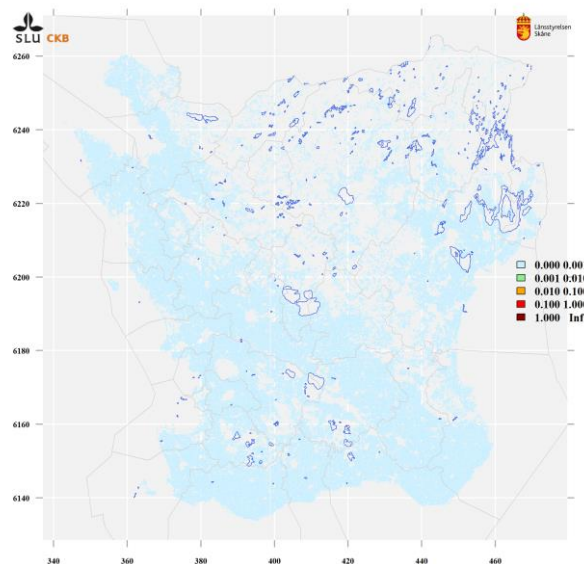
⁹ Det kan i vissa fall vara en hög andel av den odlade arealen inom ett delavrinningsområde som odlas med den specifika grödan men att den totala arealen åkermark är låg och detta leder t.ex. till det röda området mitt i Malmö i figur 15.



Figur 17. Beräknad medelkoncentration för kvinmerak 2 m ner i marken, vid vårbesprutning av sockerbetor samt höstbesprutning av höstraps för Skånes grundvattenförekomster (VISS, 2015). Baserat på simulerade medelkoncentrationer för åkermark i området dividerat med vattenflödet från hela området, d.v.s. inklusive icke åkermark. Från vänster till höger: (a) Sedimentärt berg, (b) Urberg och annan, (c) Sand och grus. *Se även figur 8 fotnot.*



Figur 18. Riskkarta för koncentration av kvinmerak vid höstbesprutning av höstraps. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i µg/l. *Se även figur 7 fotnot.*

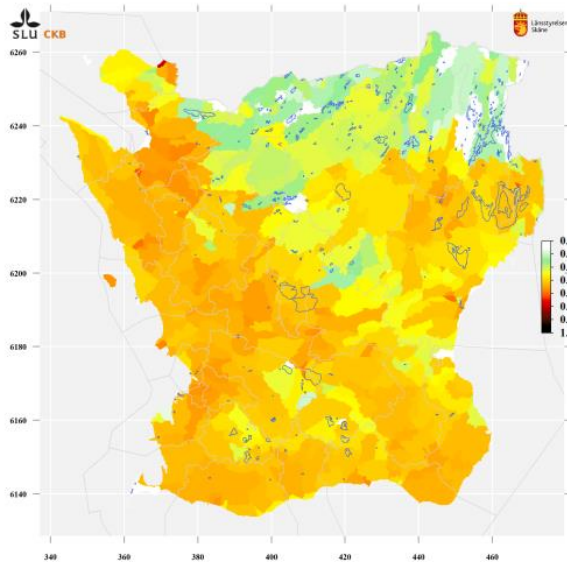


Figur 19. Riskkarta för koncentration av kvinmerak vid vårbesprutning av sockerbetor. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i µg/l. *Se även figur 7 fotnot.*

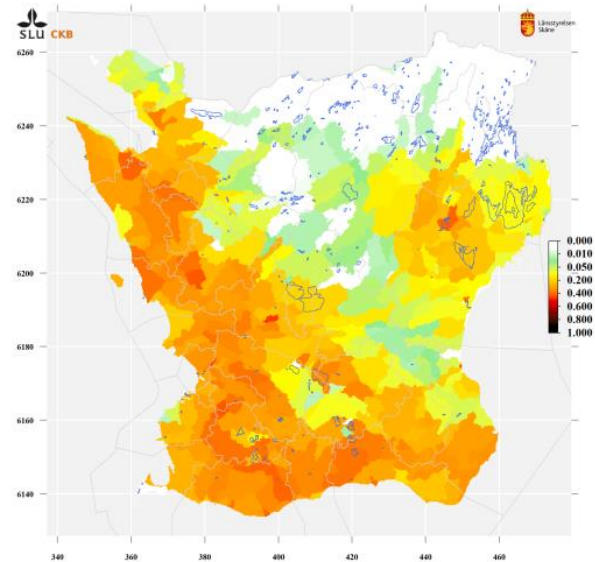
Kvinmerak har simulerade koncentrationer över 0,01 µg/l på spridda platser i sydvästra halvan av Skåne, dock aldrig över dricksvattengränsvärdet. Vad gäller beräknade medelkoncentrationer i grundvattenförekomster så får fyra små förekomster koncentrationer mellan 0,01 – 0,1 µg/l, samma förekomster som för isoproturon. Kvinmerak har simulerats i två scenarier för användning på höstraps respektive sockerbetor och av dessa visar resultaten att höstbesprutning av höstraps är klart mest bidragande till förhöjda koncentrationer av kvinmerak i grundvattnet. Enligt de data vi haft tillgång till besprutas endast ca 1% av sockerbetorna med kvinmerak jämfört med 56 % för höstraps och detta är förmodligen den främsta orsaken till att besprutning av höstraps verkar vara den största källan till högre koncentrationer av kvinmerak.

8.1.4 MCPA

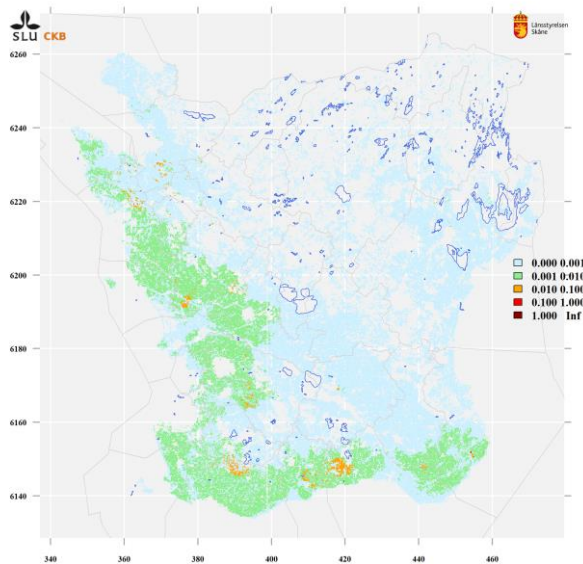
Aktiv substans	År	Gröda	Besprutnings-period	Dos (g/ha)	Andel av grödan som besprutas (%)
MCPA	2014	Vårsäd	19 maj – 02 jun	500	63
MCPA	2014	Höstsäd	6 – 20 maj	850	9



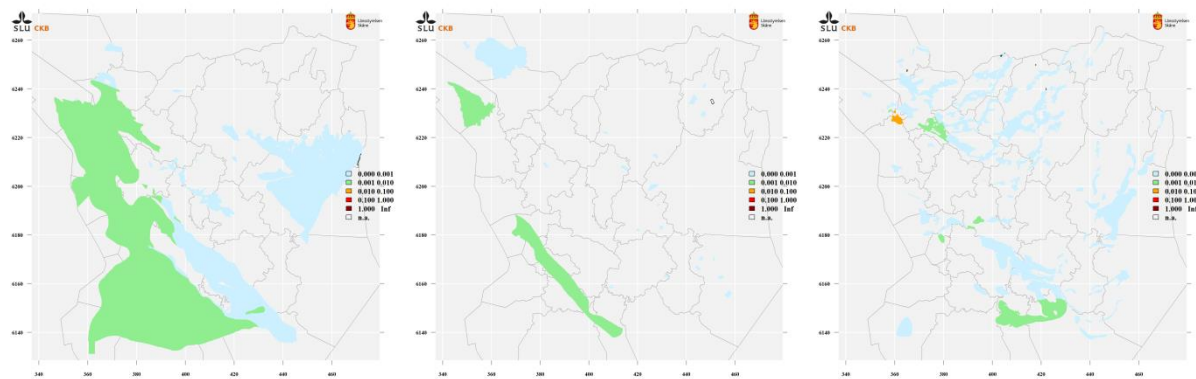
Figur 20. Andelen av åkermarken som odlas med vårsäd (yta vårsäd / delavrinningsområdets totala yta åkermark). Se även figur 6 fotnot.



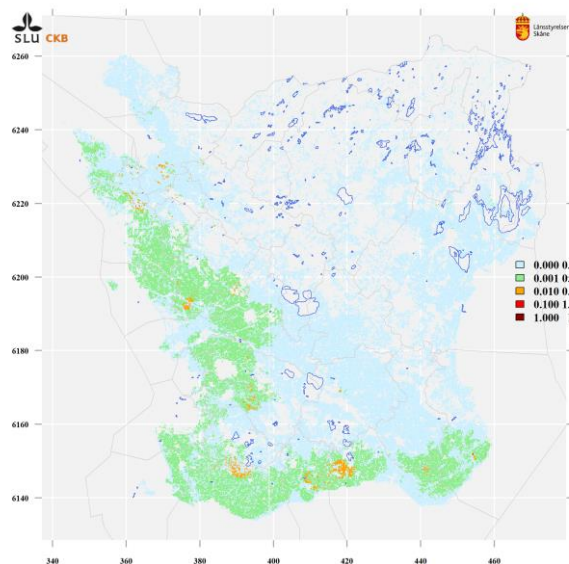
Figur 21. Andelen av åkermarken som odlas med höstsäd (yta höstsäd / delavrinningsområdets totala yta åkermark). Se även figur 6 fotnot.



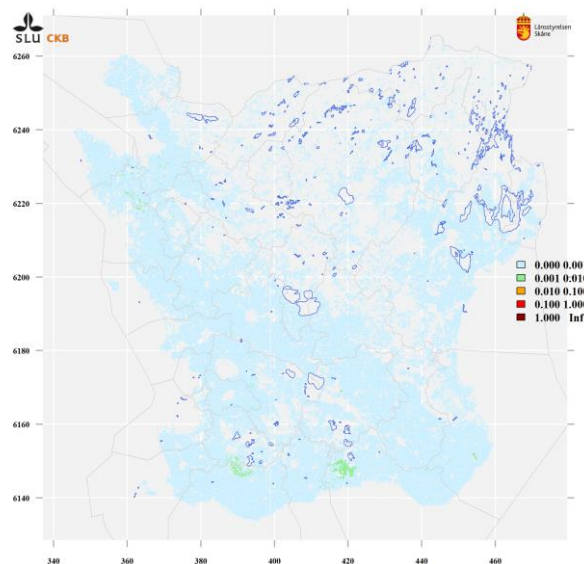
Figur 22. Riskkarta för total koncentration av MCPA vid vårbesprutning av vårsäd samt vårbesprutning av höstsäd. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i $\mu\text{g/l}$. Se även figur 7 fotnot.



Figur 23. Beräknad medelkoncentration för MCPA 2 m ner i marken, vid vårbesprutning av vårsäd samt vårbesprutning av höstsäd för Skånes grundvattenförekomster (VISS, 2015). Baserat på simulerade medelkoncentrationer för åkermark i området dividerat med vattenflödet från hela området, d.v.s. inklusive icke åkermark. Från vänster till höger: (a) Sedimentärt berg, (b) Urberg och annan, (c) Sand och grus. *Se även figur 8 fotot.*



Figur 24. Riskkarta för koncentration av MCPA vid vårbesprutning av vårsäd. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i µg/l. *Se även figur 7 fotot.*

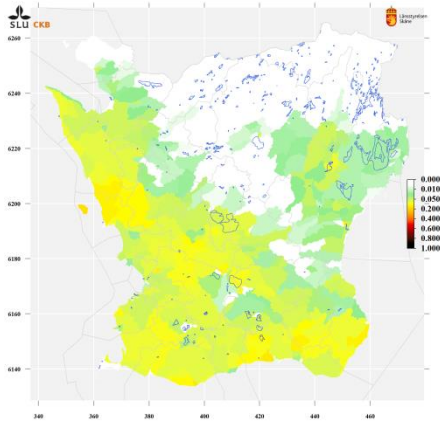


Figur 25. Riskkarta för koncentration av MCPA vid vårbesprutning av höstsäd. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i µg/l. *Se även figur 7 fotot.*

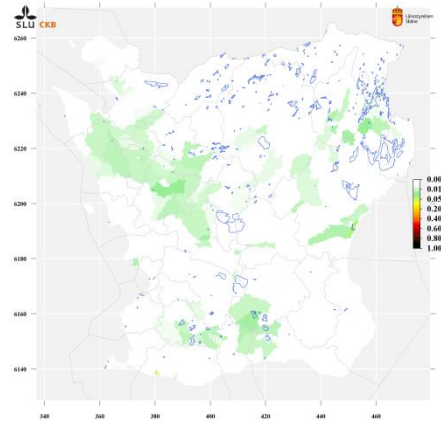
MCPA är, tillsammans med metribuzin, den substans som visar på minst risker för läckage av de inkluderade substanserna med endast några få små områden där de simulerade koncentrationerna överskrider 0,01 µg/l och bara två små grundvattenförekomster med motsvarande medelkoncentration. MCPA är den substans som har absolut störst användning, mätt i ton aktiv substans, av de inkluderade substanserna, men visar trots allt på en av de lägsta riskerna. En orsak som bidrar till den låga risken är att båda scenarierna har besprutningsperiod på våren vilket generellt ger upphov till lägre risker än besprutning under hösten.

8.1.5 Metazaklor

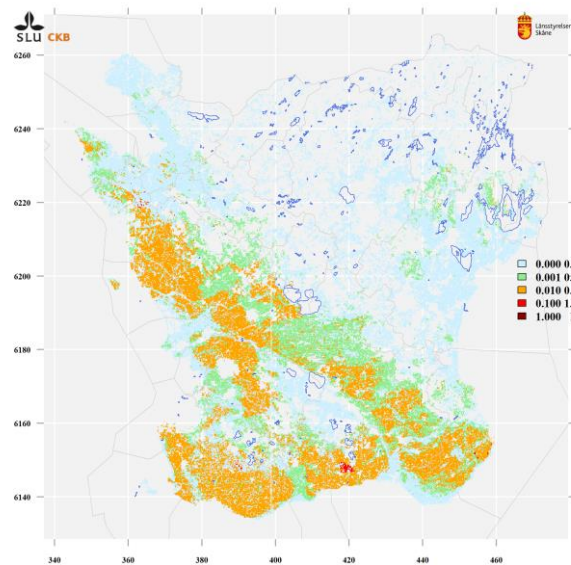
Aktiv substans	År	Gröda	Besprutningsperiod	Dos (g/ha)	Andel av grödan som besprutas (%)
metazaklor	2014	Vårrops	15 – 29 maj	950	20
metazaklor	2014	Höstraps	2 – 16 sep	888	62



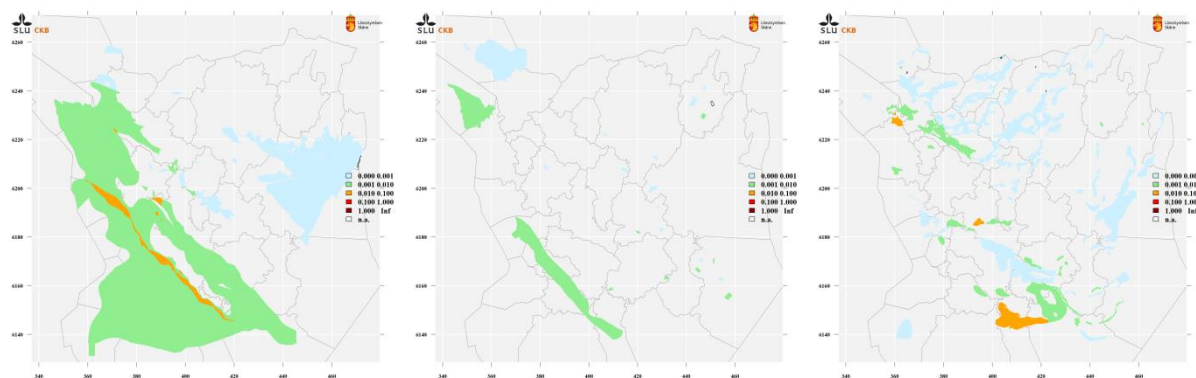
Figur 26. Andelen av åkermarken som odlas med höstraps (yta höstraps / delavrinningsområdets totala yta åkermark). Se även figur 6 fotnot.



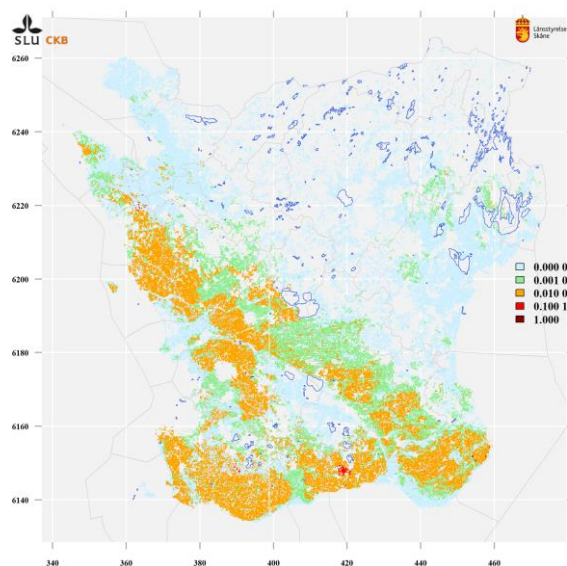
Figur 27. Andelen av åkermarken som odlas med vårrops (yta vårrops / delavrinningsområdets totala yta åkermark). Se även figur 6 fotnot.



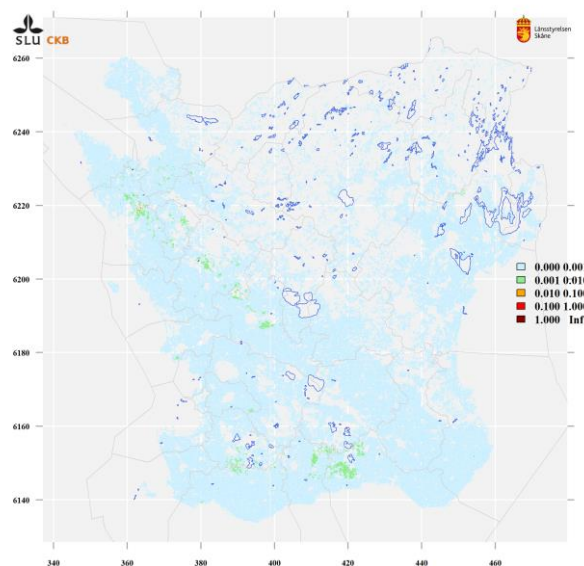
Figur 28. Riskkarta för total koncentration av metazaklor vid höstbesprutning av höstraps och vårbesprutning av vårrops. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i $\mu\text{g/l}$. Se även figur 7 fotnot.



Figur 29. Beräknad medelkoncentration för metazaklor 2 m ner i marken, vid höstbesprutning av höstraps och vårrapsbesprutning av vårraps för Skånes grundvattenförekomster (VISS, 2015). Baserat på simulerade medelkoncentrationer för åkermark i området dividerat med vattenflödet från hela området, d.v.s. inklusive icke åkermark. Från vänster till höger: (a) Sedimentärt berg, (b) Urberg och annan, (c) Sand och grus. *Se även figur 8 fotnot.*



Figur 30. Riskkarta för koncentration av metazaklor vid höstbesprutning av höstraps. Simulerad medelkoncentration 2 meter ner i marken, i $\mu\text{g/l}$. *Se även figur 7 fotnot.*

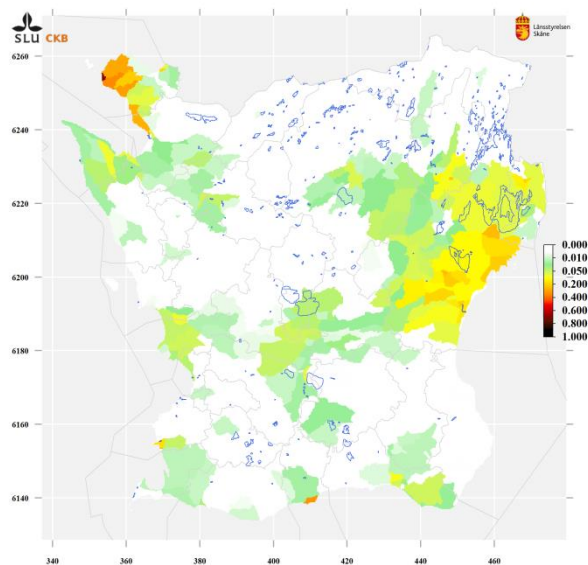


Figur 31. Riskkarta för koncentration av metazaklor vid vårrapsbesprutning av vårraps. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i $\mu\text{g/l}$. *Se även figur 7 fotnot.*

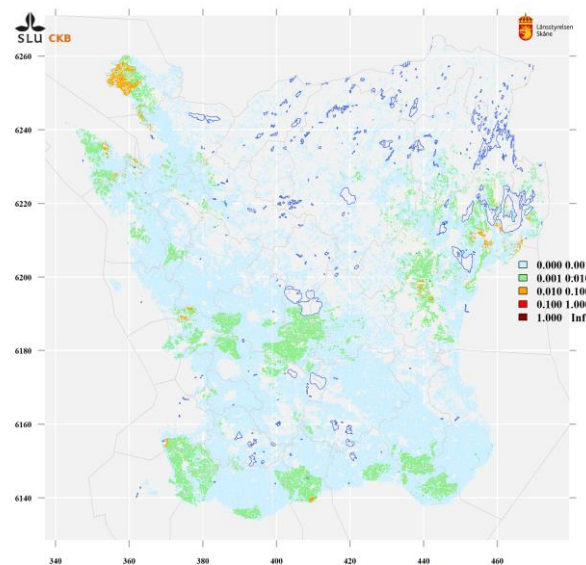
Metazaklor är den andra substansen där resultaten visar risker för koncentrationer över 0,1 $\mu\text{g/l}$ på några platser och även här visar resultaten på simulerade halter över 0,01 $\mu\text{g/l}$ i stora delar av södra och västra Skåne och resultaten visar att medelkoncentrationerna inom vissa grundvattenförekomster också simuleras ligga mellan 0,01 – 0,1 $\mu\text{g/l}$. Metazaklor kan användas både på höstraps och på vårraps men utifrån de simulerade scenarierna verkar höstbesprutning av höstraps vara den användning som är klart mest bidragande till förhöjda halter av metazaklor. Troligen beror de högre koncentrationerna till stor del på att odlingen av höstraps är betydligt mer omfattande än odlingen av vårraps och att det är en större andel av höstrapsen som besprutas med metazaklor (62 % jämfört med 20 %).

8.1.6 Metribuzin

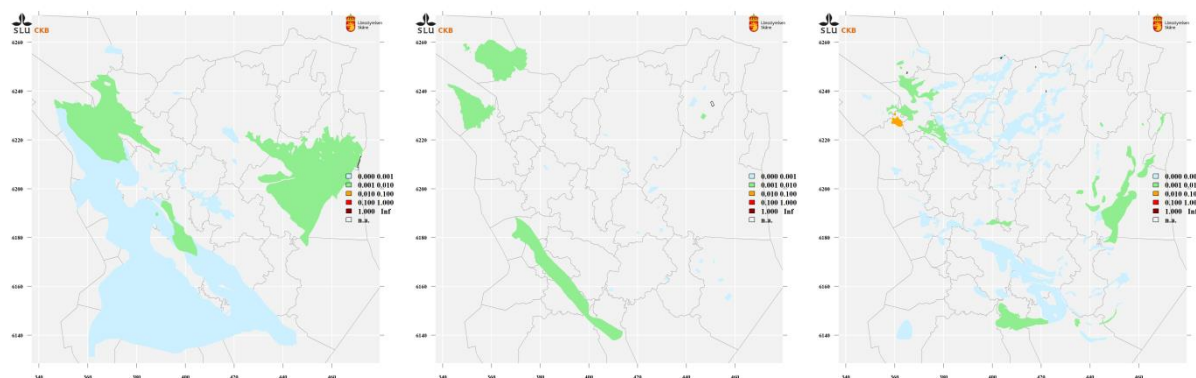
Aktiv substans	År	Gröda	Besprutningsperiod	Dos (g/ha)	Andel av grödan som besprutas (%)
metribuzin	2014	Potatis	24 maj - 7 juni	245	91



Figur 32. Andelen av åkermarken som odlas med potatis (yta potatis / delavrinningsområdets totala yta åkermark).
Se även figur 6 fotnot.



Figur 33. Riskkarta för koncentrationen av metribuzin vid besprutning av potatis. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i µg/l. Se även figur 7 fotnot.



Figur 34. Beräknad medelkoncentration för metribuzin 2 m ner i marken, vid besprutning av potatis för Skånes grundvattenförekomster (VISS, 2015). Baserat på simulerade medelkoncentrationer för åkermark i området dividerat med vattenflödet från hela området, d.v.s. inklusive icke åkermark. Från vänster till höger: (a) Sedimentärt berg, (b) Urberg och annan, (c) Sand och grus. Se även figur 8 fotnot.

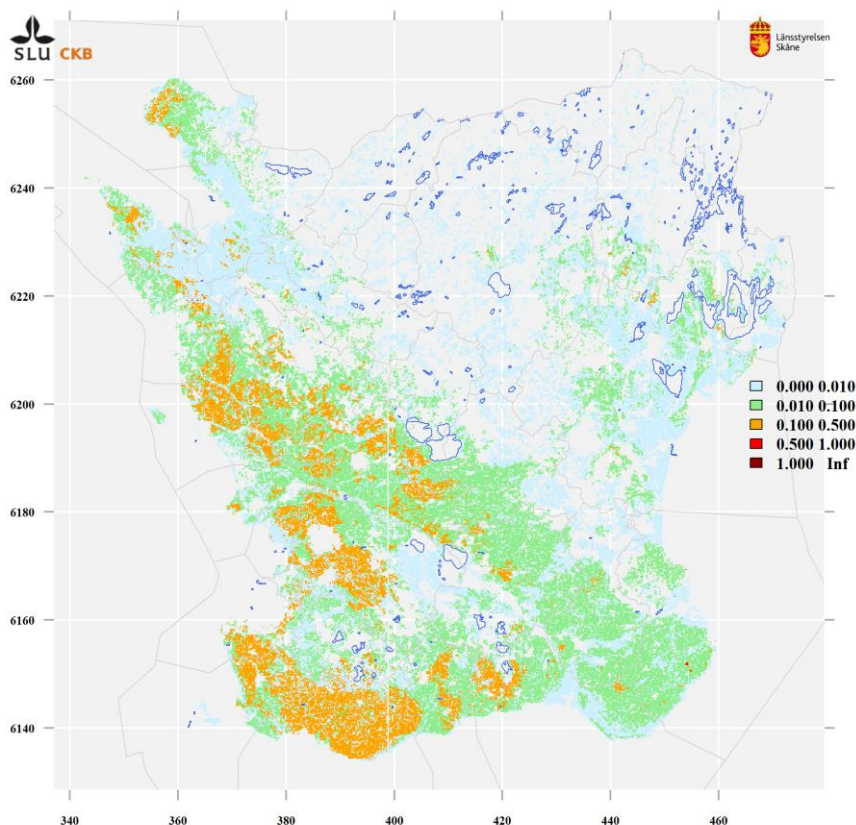
Resultaten visar att betydelsen av grödans andel av åkermarken blir särskilt tydlig för metribuzin som används i potatisodling. Risk för koncentrationer över 0,01 µg/l finns därför enligt simuleringarna i områden med stor andel potatisodling, speciellt i nordvästra Skåne. Vad gäller beräknade medelkoncentrationer inom grundvattenförekomster så överskrider metribuzin 0,01 µg/l i två sand-/grusförekomster i nordvästra Skåne. Gränsvärdet 0,1 µg/l överskrids dock inte i någon förekomst.

8.1.7 Summahalt

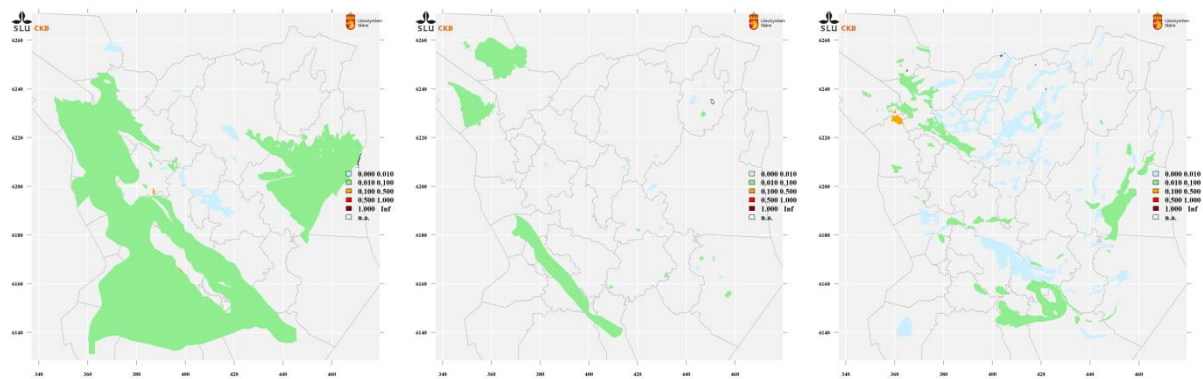
I denna riskkarta för summahalter av bekämpningsmedel har medelkoncentrationerna för alla de sex simulerade substanserna summerats för att bedöma riskerna för höga summahalter av bekämpningsmedel i grundvattnet. Gränsvärdet för dricksvatten är en summahalt av bekämpningsmedel på 0,5 µg/l och utifrån detta har en annan infärgning av riskkartorna i figur 36 och figur 37 gjorts, med summahalter över gränsvärdet rödfärgade (teckenförklaring i figur 35). Detta visar alltså endast de simulerade substanser och användningsområden som ingår i detta projekt (tabell 4).



Figur 35. Teckenförklaring för infärgningen av riskkartorna för summahalt. Notera att kartorna visar substansernas summerade koncentration i vatten på 2 meters djup (botten av markprofilen), i µg/l.



Figur 36. Riskkarta för den summerade koncentrationen av alla sex simulerade substanser. Notera att infärgningen enligt figur 35 har en annan skala än övriga riskkartor, med halter över dricksvattengränsvärdet för summahalter på 0,5 µg/l rödfärgat. *Se även figur 7 fotnot.*



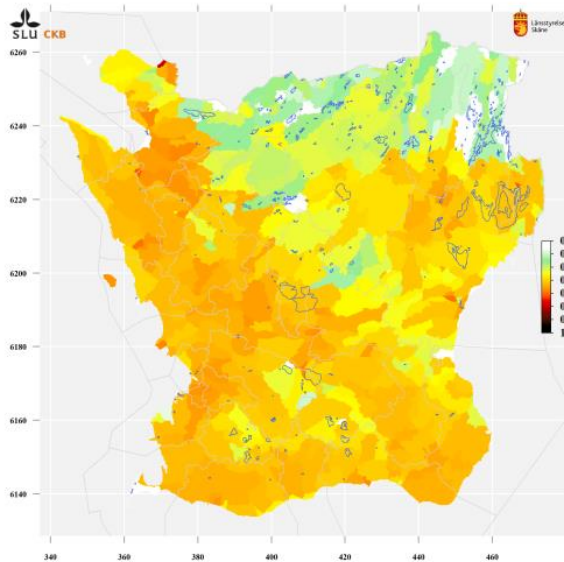
Figur 37. Beräknad medelkoncentration 2 m ner i marken för alla sex simulerade substanser för Skånes grundvattenförekomster (VISS, 2015). Baserat på summan av de simulerade koncentrationerna för åkermark i området dividerat med vattenflödet från hela området, d.v.s. inklusive icke åkermark. Från vänster till höger: (a) Sedimentärt berg, (b) Urberg och annan, (c) Sand och grus. *Se även figur 8 fotnot.*

Resultaten för beräkningar av de summerade koncentrationerna för alla simulerade substanser visar på risker för summahalter på 0,1-0,5 µg/l i delar av sydvästra och västra Skåne och även simulerade summahalter över gränsvärdet 0,5 µg/l kan noteras i några mycket små områden i nordvästra och sydöstra Skåne. Summahalterna som medelvärde per grundvattenförekomst visar inte på några risker för halter över dricksvattengränsvärdet för någon hel grundvattenförekomst. Summahalterna beräknas dock endast på de sex ämnen som inkluderats i detta projekt och ger inte en total bild av riskerna för grundvatten.

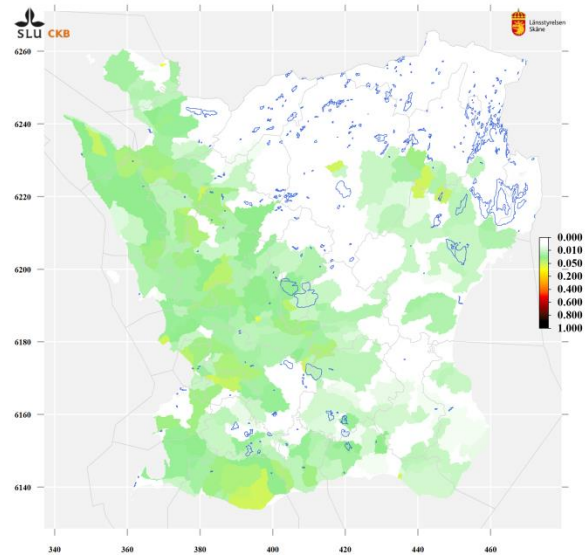
8.2 Riskkartor historisk användning

8.2.1 Bentazon

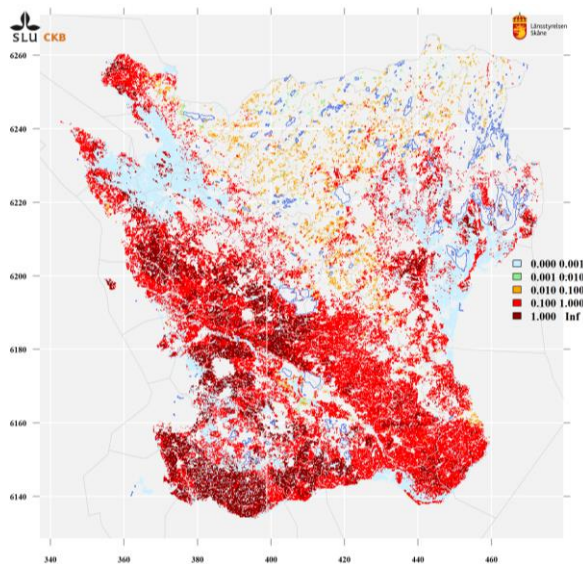
Aktiv substans	År	Gröda	Besprutnings-period	Dos (g/ha)	Andel av grödan som besprutas (%)
bentazon	1986	Ärter och bönor	7 – 21 jun	1305	95
bentazon	1986	Vårsäd	19 maj – 02 jun	800	95



Figur 38. Andelen av åkermarken som odlas med vårsäd idag (yta vårsäd / delavrinningsområdets totala yta åkermark). Se även figur 6 fotnot.



Figur 39. Andelen av åkermarken som odlas med ärter och bönor idag (yta ärter och bönor / delavrinningsområdets totala yta åkermark). Se även figur 6 fotnot.

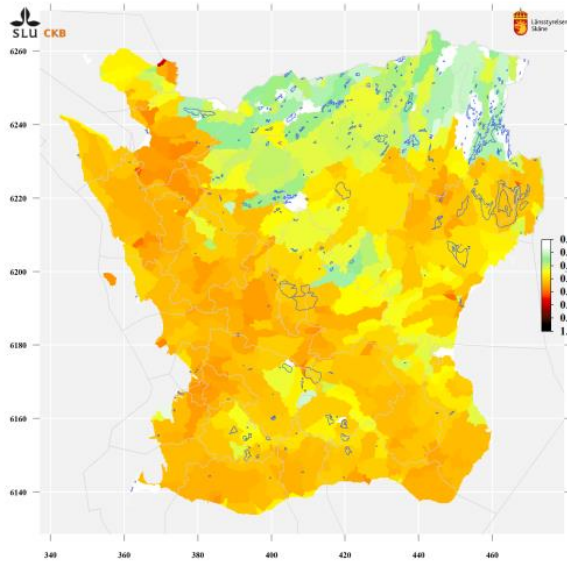


Figur 40. Riskkarta för koncentrationen av bentazon vid vårbesprutning av ärter och bönor samt vårsäd till följd av användning som rekommenderades år 1986. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i $\mu\text{g/l}$. Se även figur 7 fotnot. Notera att andelen av grödan som besprutades 1986 är okänd men har antagits vara densamma som i dagsläget.

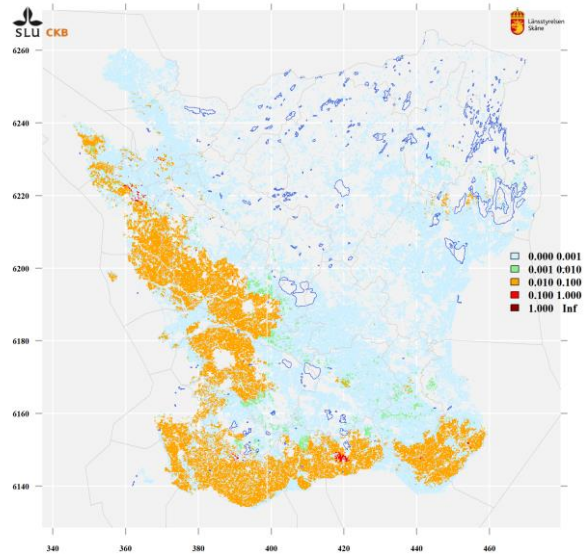
Resultaten visar stora skillnader i riskerna för grundvattenläckage jämfört med dagens användning (jämför med figur 7), främst till följd av de avsevärt högre doserna. De simulerade koncentrationerna vid historisk användning av bentazon ligger i stora delar av Skåne på mellan 0,1 – 1 $\mu\text{g/l}$ och ofta även över 1 $\mu\text{g/l}$. Maxvärde är på 3,11 $\mu\text{g/l}$.

8.2.2 MCPA

Aktiv substans	År	Gröda	Besprutnings-period	Dos (g/ha)	Andel av grödan som besprutas (%)
MCPA	1986	Vårsäd	19 maj – 02 jun	1312	63



Figur 41. Andelen av åkermarken som odlas med vårsäd idag. (yta vårsäd / delavrinningsområdets totala yta åkermark). Se även figur 6 fotnot.



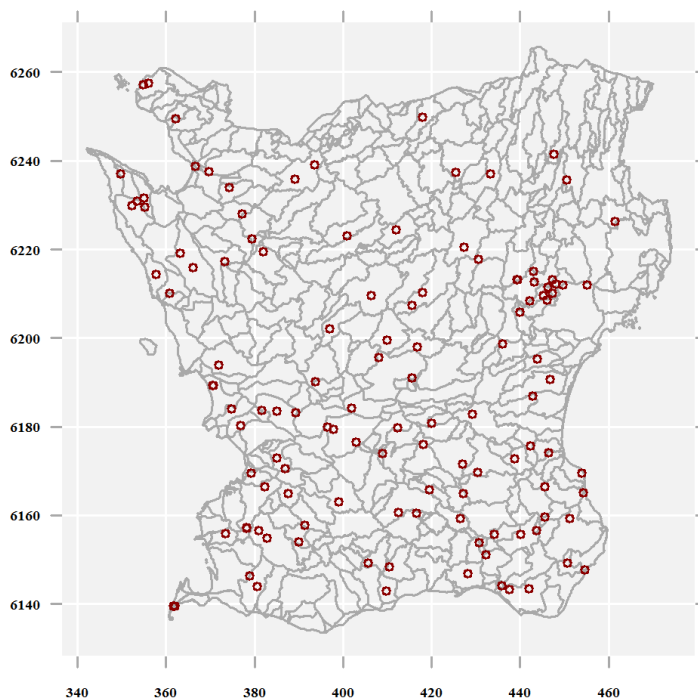
Figur 42. Riskkarta för koncentrationen av MCPA vid vårbesprutning av vårsäd till följd av användning som rekommenderades år 1986. Simulerad medelkoncentration 2 m ner i marken, i $\mu\text{g/l}$. Notera att andelen av grödan som besprutades 1986 är okänd men har antagits vara densamma som i dagsläget. Se även figur 7 fotnot.

Vad gäller simuleringen av 1986 års användning av MCPA är även här risken betydligt högre än för dagens scenario med stora områden med simulerade koncentrationer över $0,01 \mu\text{g/l}$ och även vissa mindre områden över dricksvattengränsvärdet (jämför med figur 24).

9. Jämförelser med uppmätta värden

När en modell utvecklas testas den bland annat genom att uppmätta värden jämförs med de simulerade värdena för att utvärdera om modellen ger tillräckligt bra resultat för att vara användbar. MACRO-modellen, som MACRO-SE bygger på, anses väl validerad och beskrivs i vetenskapliga artiklar bland annat av Larsbo et al. (2005) och Jarvis och Larsbo (2012) och modellens parametrering har testats i Moeys et al. (2012). För MACRO-SE, som anpassats för prediktioner på regional skala, finns inga vetenskapligt granskade valideringsförsök men i projektet för motsvarande riskkartering av ytvatten i Skåne (Länsstyrelsen Skåne, 2014) genomfördes en jämförelse med uppmätta värden från miljöövervakningen. Resultaten visade på en relativt god sammstämmighet, det fanns dock en tendens till att uppmätta koncentrationer i miljöövervakningen var högre än koncentrationer simulerade av MACRO-SE, detta kunde till viss del förklaras med att transportvägarna ytvavrinning och erosion inte finns inkluderade i modellen.

I detta kapitel görs en enklare jämförelse mellan koncentrationer som har simulerats med MACRO-SE med mätvärden som har uppmätts vid analyser av grundvattnet vid samma lokaler i Skåne. För jämförelsen har vi använt tillgängliga analyser (RPD, 2014) där provtagningslokalen har funnits angiven med koordinater vilket har lett till att det funnits 128 olika lokaler för jämförelse (figur 43). Eftersom den simulerade koncentrationen precis under koordinaten kan variera kraftigt och kanske inte är representativ för medelkoncentrationen i akviferen har ett medelvärde beräknats för substansens koncentration inom buffertringar med olika radie från mätpunkten, och det är dessa medelkoncentrationer kring mätpunkterna som använts för jämförelse med verkliga analyser av grundvatten.



Figur 43. Provlokaler i Skåne med bekämpningsmedelsanalyser i grundvatten som använts i denna studie. Grå linjer markerar delavrinningsområden: © SMHI SVAR 2012-2.

En stor del av tillgängliga mätdata i grundvatten kommer från brunnar från kommunala vattenverk, vilka ofta är djupa. Detta gör att jämförelsen med simulerade koncentrationer på 2 meters djup är något haltande då t.ex. utspädning och eventuell nedbrytning längre ner i marken inte inkluderats i resultatet från simuleringen men däremot påverkar den uppmätta halten i brunnen. Jämförelsen är dock av intresse för att se trender i prediktionerna med MACRO-SE, till exempel om modellen konsekvent överskattar eller underskattar koncentrationerna och huruvida detta skiljer sig mellan olika substanser.

9.1 Detekterat eller ej detekterat

Som en första jämförelse gjordes en analys över på vilka lokaler substansen detekterats i miljöövervakningen och om substansen på samma lokal även hade simulerade koncentrationer över samma detektionsgräns som analysen i miljöövervakningen, alltså att den simulerats i detekterbara koncentrationer. Här nedan beskrivs metoden som har använts för att beräkna samstämmigheten mellan uppmätta och simulerade koncentrationer.

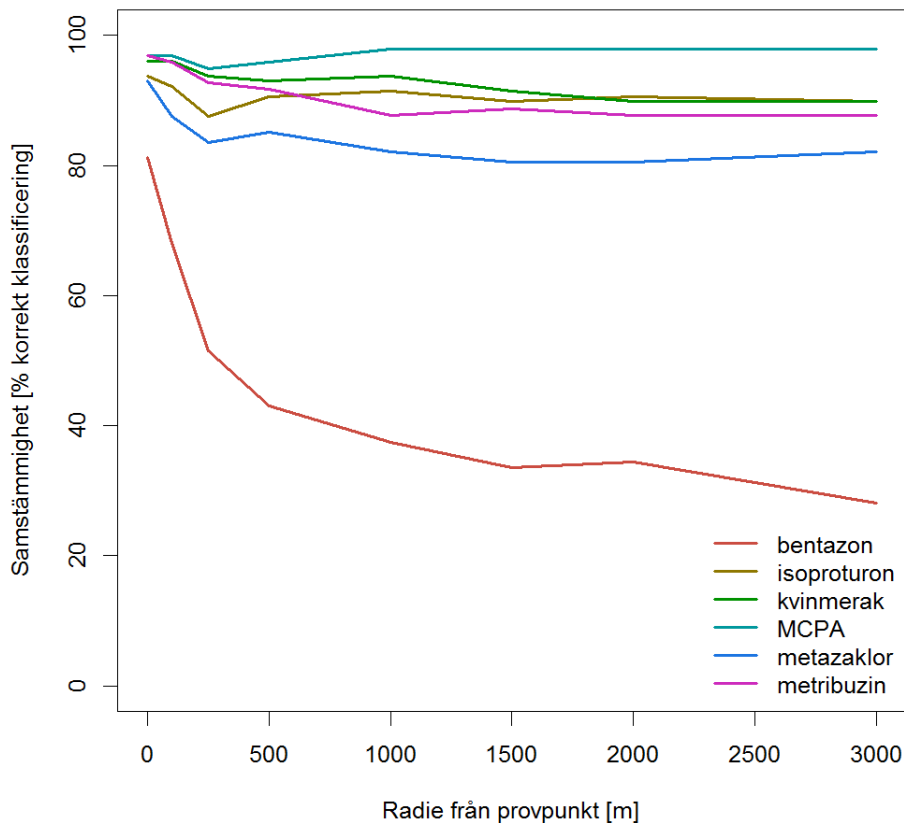
De simulerade koncentrationerna har normaliserats efter den lägsta detektionsgränsen vid varje provpunkt (den lägsta detektionsgränsen representerar värsta falls-scenario för att testa modellen). Simulerade koncentrationer under den lägsta detektionsgränsen har alltså angetts som ej detekterade. Om det inte fanns någon rapporterad detektionsgräns för ett prov har den lägsta detektionsgränsen för substansen valts. Efter normalisering blev simulerade värden binära data: detekterat eller ej detekterat.

De uppmätta koncentrationerna har ej normaliserats utan används som de var rapporterade. Om det fanns flera prover för en substans i en provpunkt betydde ett prov med uppmätt koncentration över detektionsgränsen att provpunkten räknades som detekterad (för den substansen).

Endast åkermark har använts i beräkning av simulerad medelkoncentration i påverkansområdet och eventuell utspädning från annan mark har alltså inte inkluderats (värsta falls-antagande). Medelkoncentrationen beräknas som summan av substansbelastningen (massa) dividerat med vattenflödet (volym) över hela påverkansområdet. På grund av detta är medelkoncentrationen inte exakt lika (statistiskt) som medelvärdet av alla simulerade koncentrationer över hela påverkansområdet (medelvärde kan ge metodfel).

Ett test gjordes för att se hur samstämmigheten detekterbara/ej detekterbara koncentrationer påverkades av radien på buffertringarna och därmed storleken på påverkansområdet runt varje provpunkt. Samstämmigheten beräknades för buffertringar med olika radie runt provpunkterna, 100, 250, 500, 1000, 1500, 2000 och 3000 meters radie (figur 44).

Utifrån figur 44 verkar samstämmigheten generellt sett minska med ökad radie på buffertringarna. Eftersom radien 0 innebär att bara värdet precis under punkten extraheras så ansågs detta som för osäkert och variabelt för jämförelserna. Utifrån detta resultat har en radie av 100 meter kring varje provpunkt använts som påverkansområde för resten av jämförelserna med uppmätta värden. Påverkansområdet används för att extrahera simulerad belastning av bekämpningsmedlet och simulerat vattenflöde. Det skulle vara önskvärt att kunna använda relevanta påverkansområden anpassade för varje mätpunkt, alltså inströmningsområdet för den specifika brunnen, men information om detta finns inte tillgängligt i dagsläget. Inte heller flödesriktningen av grundvattnet har kunnat identifieras inom detta projekt som stöd för att kunna identifiera de faktiska påverkansområdena mer specifikt.



Figur 44. Samstämmighet mellan detekterbara/ej detekterbara koncentrationer för simulerade och uppmätta koncentrationer i buffertzoner med olika radii från provpunkten.

Det finns många olika faktorer som påverkar resultatet av jämförelserna, (a) radii som används för påverkansområdet, (b) normalisering av simulerade koncentrationer efter den lägsta *eller* den högsta detektionsgränsen vid varje provpunkt (eller vid alla provpunkter), (c) normalisering av mätkoncentrationer eller inte och (d) beräkning av utspädning från icke åkermark eller inte (vid beräkning av simulerad medelkoncentration). Vi har testat alla faktorer men har inte identifierat stora skillnader i resultaten. Att använda bara åkermark i beräkningen av simulerade medelkoncentrationer är något av ett värsta falls-antagande som ger en bättre klassificering av provpunkterna med avseende på var en risk har identifierats men sämre klassificering överlag (på grund av fler falskt positiva resultat).

I tabell 9 visas för varje substans hur stor andel av alla provpunkter där simulerade värden samstämmer med uppmätta värden samt i hur stor utsträckning modellen gör typ I- och typ II-fel eller med andra ord ger falskt positiva (simulerat läckage men substansen har inte detekterats) respektive falskt negativa resultat (inget läckage simulerat men substansen har blivit detekterad). Alla substanser har inte lika många jämförda lokaler eftersom alla substanser inte analyserats i miljöövervakningen på samtliga punkter. I tabell 8 beskrivs hur tabell 9 ska läsas.

Samstämmigheten (korrekt klassificering) är generellt sett hög för alla modellerade substanser, något lägre för bentazon, men för de substanser som är nära 100 % beror det i stor utsträckning på att de flesta koncentrationerna är för låga för att detekteras, eller 0, för både simulerade och uppmätta värden. För alla de simulerade substanserna har den största andelen av lokalerna ej detekterbara koncentrationer både för uppmätta och simulerade värden. För bentazon, isoproturon, kvinmerak och metazaklor ger modellen fler falskt positiva resultat än falskt negativa.

För MCPA har modellen endast simulerat ej detekterade värden men på tre provpunkter finns uppmätta värden över detektionsgränsen som inte modellen identifierat (falskt negativ). För metribuzin är andelen falskt positiva och falskt negativa resultat lika stort, 2 prover (ca 2 %).

Tabell 8. Riktlinjer för att läsa tabell 9.

Uppmätt värde	Simulerat värde		Rad-summa	Korrekt klassificering
	Detekterat	Ej detekterat		
Detekterat	Sant positiv: Modellen predikterar korrekt en detektering Antal (procent)	Falskt negativ: Modellen predikterar felaktigt ingen detektering Antal (procent)	Brunnar med detekterat mätvärde Antal (procent)	
Ej detekterat	Falskt positiv: Modellen predikterar felaktigt en detektering Antal (procent)	Sant negativ: Modellen predikterar korrekt ingen detektering Antal (procent)	Brunnar utan detekterat mätvärde Antal (procent)	
Kolumn-summa	Brunnar där modellen predikterar en detektion Antal (procent)	Brunnar där modellen inte predikterar en detektion Antal (procent)	Totalt: brunnar där substansen analyserats Antal (procent)	Korrekt klassificering av alla brunnar (procent)

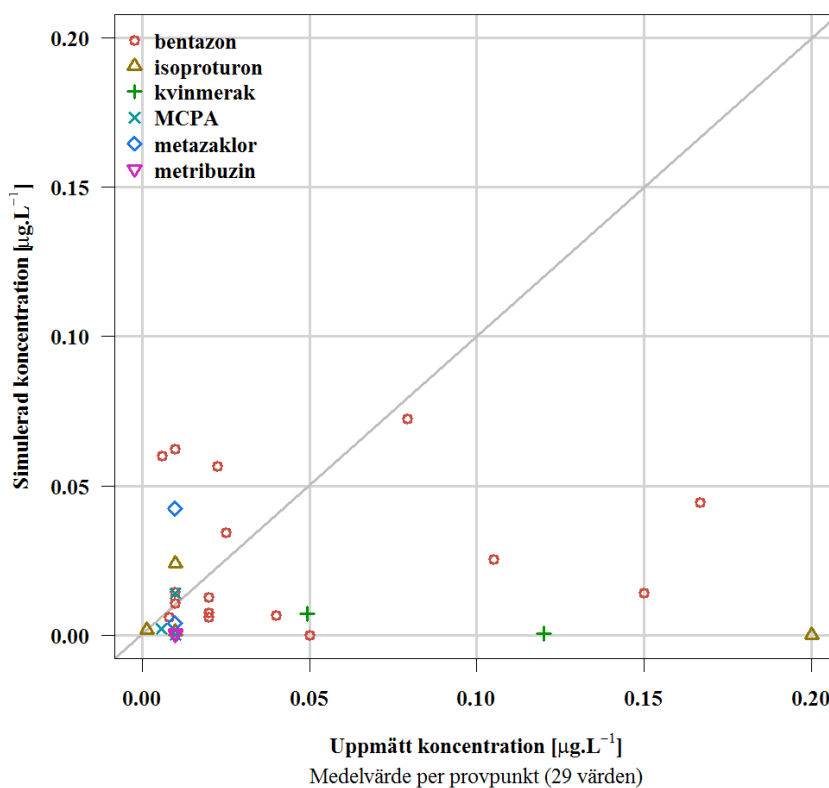
Tabell 9. Samstämmighet i klassificeringen detekterbara/ej detekterbara koncentrationer för simulerade och uppmätta värden för de inkluderade substanserna. Läs hänvisningar i tabell 8.

Substans	Uppmätt värde	Simulerat värde		Rad-summa	Korrekt klassificering
		Detekterat	Ej detekterat		
bentazon	Detekterat	6 (5%)	10 (8%)	16 (13%)	
	Ej detekterat	31 (24%)	81 (63%)	112 (88%)	
	Kolumn-summa	37 (29%)	91 (71%)	128 (100%)	68%
isoproturon	Detekterat	0 (0%)	4 (3%)	4 (3%)	
	Ej detekterat	6 (5%)	118 (92%)	124 (97%)	
	Kolumn-summa	6 (5%)	122 (95%)	128 (100%)	92%
kvinmerak	Detekterat	1 (1%)	1 (1%)	2 (2%)	
	Ej detekterat	4 (3%)	122 (95%)	126 (98%)	
	Kolumn-summa	5 (4%)	123 (96%)	128 (100%)	96%
MCPA	Detekterat	0 (0%)	3 (3%)	3 (3%)	
	Ej detekterat	0 (0%)	95 (97%)	95 (97%)	
	Kolumn-summa	0 (0%)	98 (100%)	98 (100%)	97%
metazaklor	Detekterat	0 (0%)	2 (2%)	2 (2%)	
	Ej detekterat	14 (11%)	112 (88%)	126 (98%)	
	Kolumn-summa	14 (11%)	114 (89%)	128 (100%)	88%
metribuzin	Detekterat	0 (0%)	2 (2%)	2 (2%)	
	Ej detekterat	2 (2%)	93 (96%)	95 (98%)	
	Kolumn-summa	2 (2%)	95 (98%)	97 (100%)	96%

9.2 Simulerade jämfört med uppmätta koncentrationer

För att jämföra de faktiska numeriska koncentrationerna som simulerats respektive uppmätts vid varje punkt har alla uppmätta koncentrationer för varje lokal plottats mot den simulerade medelkoncentrationen inom 100 m från samma punkt (figur 45). Den diagonala linjen visar var uppmätta och simulerade koncentrationer är lika stora. Punkter över linjen innebär att simulerade värden är högre än uppmätta och vice versa under linjen. Eftersom bekämpningsmedelsanalyserna i många fall är under detektionsgränsen finns tyvärr få uppmätta koncentrationer att jämföra med för de flesta substanserna.

Generellt sett är de uppmätta koncentrationerna i samma storleksordning som de simulerade koncentrationerna, men korrelationen mellan koncentrationerna är svag. En tendens verkar dock vara att de faktiskt uppmätta koncentrationerna är högre än simulerade värden på samma lokal (de flesta symbolerna är under linjen).



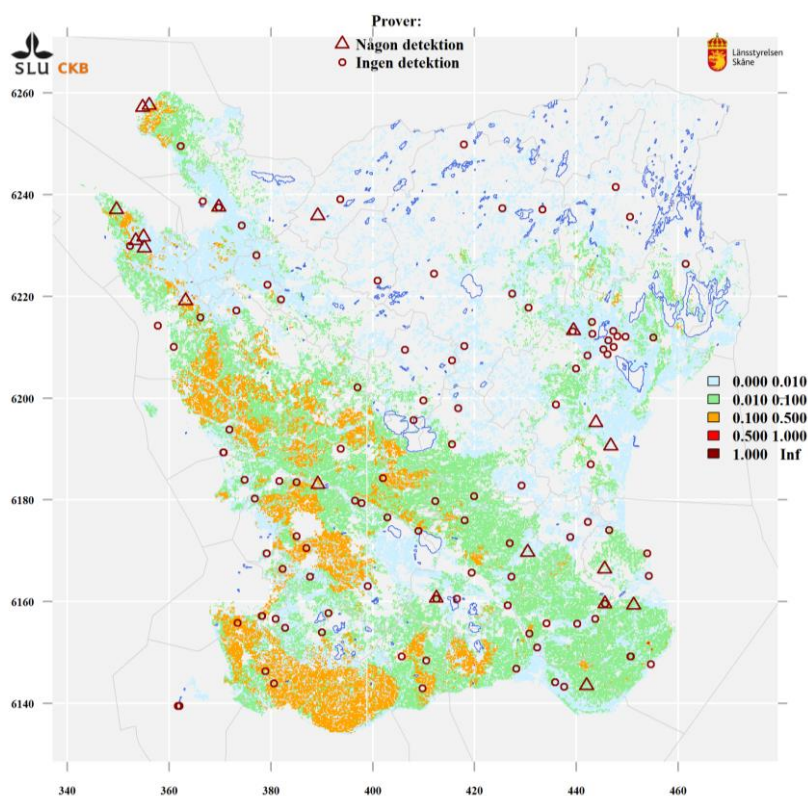
Figur 45. Punktdiagram med uppmätta koncentrationer, i $\mu\text{g/l}$, på x-axeln och simulerade koncentrationer från MACRO-SE på y-axeln. Den diagonala grå linjen symboliserar när uppmätta och simulerade koncentrationer är lika.

En jämförelse har även gjorts mellan uppmätta koncentrationer och de koncentrationer som simulerats för historisk användning av bentazon för att se om detta skulle kunna visa på att funna koncentrationer idag är mer relaterade till den historiska användningen. En motsvarande jämförelse för MCPA har inte varit möjligt på grund av för få mätdata (3 st.). Jämförelsen visade en sämre korrelation än med nutida användning, men med det motsatta felet, alltså att de simulerade koncentrationerna baserat på historisk användning är högre än de som uppmätts. Detta visar att det inte enkelt går att använda de historiska scenarierna för att bedöma vilka halter vi hittar i grundvattnet idag.

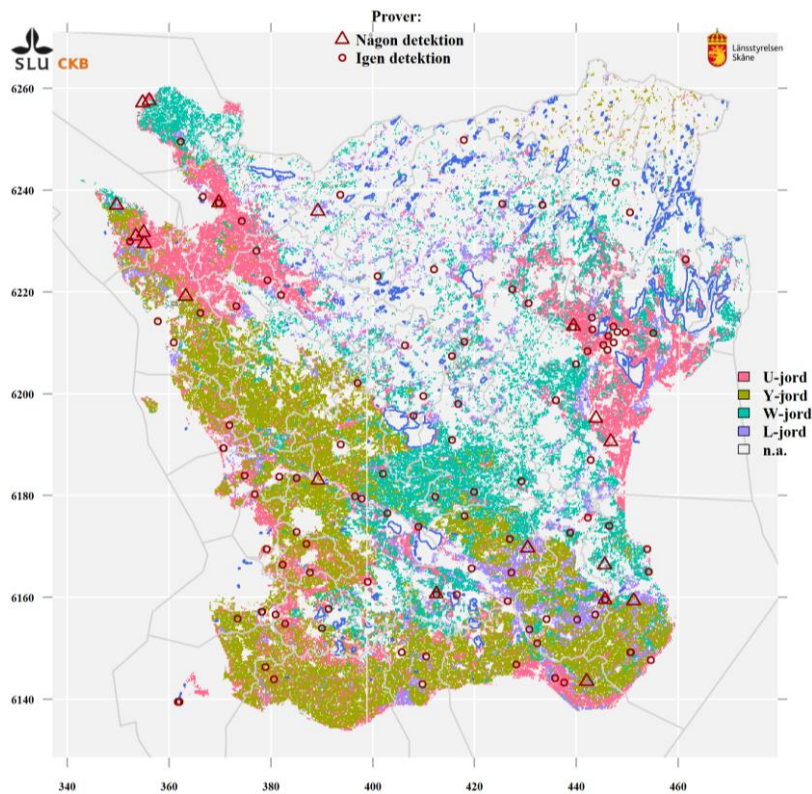
I realiteten är det troligt att de koncentrationer vi finner i grundvattnet idag är en kombination av historisk användning (som genomgått olika grader av nedbrytning och utspädning) och användning som fortfarande pågår. MACRO-SE simulerar inte punktkällor och spill utan bara normal, legal användning på åkermark så det går inte heller att utesluta att punktkällor, historiska eller nutida, kan vara orsaken till vissa av de högre uppmätta koncentrationerna som inte har någon motsvarighet i simulerade värden.

9.3 Styrande faktorer

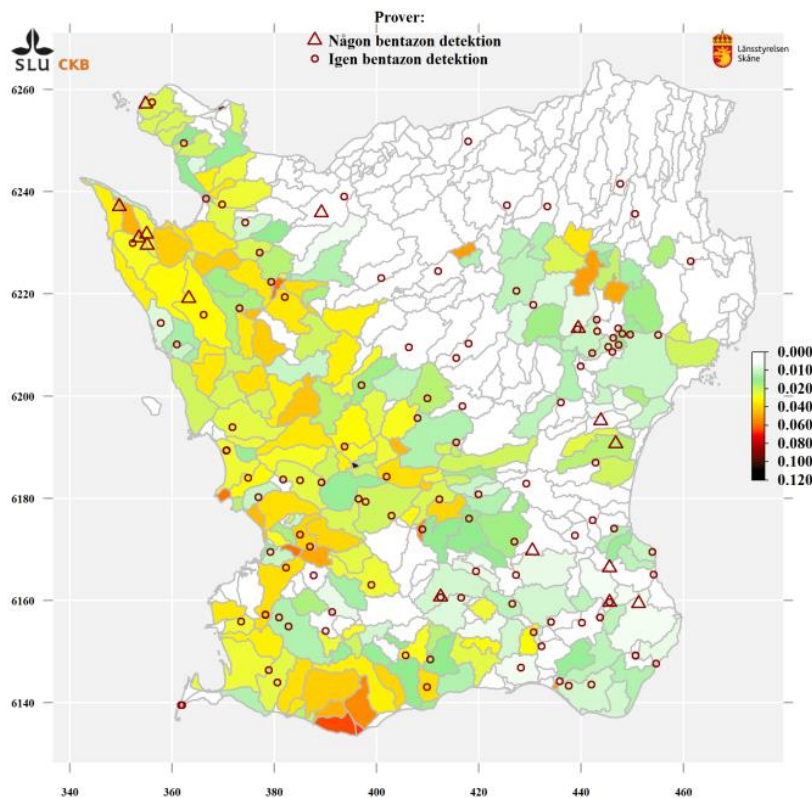
Kartan i figur 46 visar de summerade koncentrationer för alla sex simulerade substanser samt provpunkter där något bekämpningsmedel detekterats minst en gång, och provpunkter där inget bekämpningsmedel detekterats. Här syns att MACRO-SE, för flera provpunkter, simulerar inget eller väldigt litet bekämpningsmedelsläckage, även om något bekämpningsmedel detekterats i miljöövervakning. En viktig faktor som påverkar simuleringsresultaten är vilken jordart det är på platsen, vilket till stor del styr vilken hydrologisk klass det blir, d.v.s. om vattnet transporteras till grundvatten eller via dräneringsrör till ytvatten. Kartan i figur 47 visar jordarternas hydrologiska klasser i MACRO-SE enligt FOOTPRINT soil types (Hollis et al., 2006 och Jarvis et al., 2007) samt provpunkter där något bekämpningsmedel detekterats minst en gång, och provpunkter där inget bekämpningsmedel detekterats. I MACRO-SE parametreras U-jordar (rosa färg) så att inget vattenflöde läcker till grundvatten (endast till dräneringsrör) men ändå detekteras bekämpningsmedel i vissa fall även i dessa områden.



Figur 46. Summerade koncentrationer för alla sex simulerade substanser samt provpunkter där något bekämpningsmedel detekterats minst en gång (trianglar), och provpunkter där inget bekämpningsmedel detekterats (cirklar).



Figur 47. Jordarternas hydrologiska klasser i MACRO-SE enligt FOOTPRINT soil types (Hollis et al., 2006 och Jarvis et al., 2007) samt provpunkter där något bekämpningsmedel detekterats minst en gång (trianglar), och provpunkter där inget bekämpningsmedel detekterats (cirklar). I MACRO-SE parametreras U-jordar (rosa färg) så att inget vattenflöde läcker till grundvatten (endast till dräneringsrör).



Figur 48. Andel av åkermarken som odlas med ärter och bönor samt provpunkter där bentazon detekterats minst en gång (trianglar), och provpunkter där bentazon aldrig detekterats (cirklar).

Anledningen till att bekämpningsmedelsfynd görs i brunnar där MACRO-SE simulerar ingen detektion (t.ex. till följd av att det är U-jordar) kan vara att jordartskartan som MACRO-SE använder delvis är fel (vattengenomsläppligheten i alven under markprofilen är högre än vad vi tror), eller att MACRO-SE:s parametrisering delvis är fel, eller att det grunda grundvattnet (som för U-jordar simuleras som läckage till dräneringssystem eller dikessystem i MACRO-SE) ibland kan läcka till djupare grundvattenförekomster, eller att bekämpningsmedel transporteras från ett intilliggande inströmningsområde lateralt i grundvattnet till brunnen. MACRO-SE kan inte simulera transport av bekämpningsmedel lateralt längre ned i marken och inom grundvattenförekomster. Detta på grund av att MACRO-SE inte är en grundvattenmodell. En sådan modellering skulle behöva ännu mer komplicerad grunddata (3D jordgeologi) och parametriseringsrutiner.

Många av de provpunkter i hydrologiska utströmningsområden (U-jordar) som uppvisar fynd av bekämpningsmedel ligger nära en gräns till ett inströmningsområde. Detta stödjer tanken att lateralt grundvattenflöde mellan ett närliggande inströmningsområde och brunnen är en trolig förklaringsfaktor bakom dessa fynd.

Kartan i figur 48 visa att bentazon detekterats även i områden där andelen av åkermarken som odlas med örter och bönor är låg. Det demonstrerar att en del av detektionerna av bentazon kan härröra från historisk användning av bekämpningsmedel (kanske tidigare besprutning av bentazon i vårsäd). När bekämpningsmedel detekteras kan man tyvärr inte veta med säkerhet om det är aktuell eller historisk användning av substansen då transport av bekämpningsmedel till grundvatten kan ta lång tid (Åkesson 2014). En annan möjlig orsak till att bentazon hittas i områden där inte örter och bönor odlas i så stor utsträckning är att det kommer från användning i andra grödor där bentazon används i mindre utsträckning, majs och vallodling, som inte har inkluderats i simuleringarna.

Sammanfattningsvis kan sägas att utifrån de jämförelser som kunnat genomföras i detta kapitel är det svårt att ge en generell bild av om MACRO-SE tenderar att överskatta eller underskatta koncentrationer. Modellen har en hög andel korrekta klassificeringar vad gäller detekterbara eller ej detekterbara koncentrationer men vad gäller jämförelser av numeriska koncentrationer i grundvattnet är resultaten mer osäkra. Möjliga förklaringar för det är (a) lateral transport av bekämpningsmedel under marken och inom grundvattenförekomster, (b) historisk användning av bekämpningsmedel, (c) punktkällor av bekämpningsmedel (som kan vara historiska), och naturligtvis (d) osäkerhet eller felaktiga beräkningar av bekämpningsmedelsläckage i MACRO-SE eller osäkerhet i eller felaktiga grunddata som används av MACRO-SE.

För att göra en rättvisande validering av MACRO-SE-modellens resultat på landskapsskala skulle fler datapunkter behövas där koordinater finns angivna. Helst skulle även jämförelsen göras med mätdata från 2 meters djup i marken för att vara fullt ut jämförbara med de simulerade värdena. En stor del av uppmätta data kommer från djupare brunnar vilket gör att koncentrationerna i vissa fall har späts ut i större akviferer med vatten från obesprutade områden, t.ex. skogsmark.

10. Diskussion

I denna rapport har en riskkartering för bekämpningsmedelsläckage till grundvatten gjorts för sex olika ogräsmedel med stor användning i jordbruket i Skåne. Resultaten av riskkarteringarna pekar på att alla inkluderade substanser riskerar att uppnå detekterbara koncentrationer ($\geq 0,01 \mu\text{g/l}$) i vattnet på väg ner till grundvattnet, på 2 m djup, på något ställe i länet och att vissa av substanserna även riskerar att uppnå koncentrationer över dricksvattengränsvärdet ($0,1 \mu\text{g/l}$). Riskerna varierar dock mycket mellan substanserna och det finns också en stor geografisk variation.

Generellt pekar kartorna på att riskerna för läckage är större i södra och västra Skåne och detta beror till stor del på att andelen åkermark är betydligt större där, men också på grund av att det är mer nederbörd i klimatzonen i denna del av länet (Skåne och Hallands slättbygd, Skånedelen). Andelen av åkermarken som odlas med den specifika grödan i varje scenario har också ett stort genomslag i resultatet.

Resultaten för de substanser som besprutas både på våren och på hösten visar att höstbesprutning ger upphov till högre risker än vårbesprutning. Detta kan i vissa fall förklaras med att det är olika omfattning på grödornas utbredning samt andel som besprutas men generellt beror skillnaden till stor del på skillnaden i klimat mellan vår och höst, med lägre temperaturer (långsammare nedbrytning) och mer regn under hösten, vilket innebär att det är kortare tid för nedbrytning av de växtskyddsmedel som sprids under hösten innan grundvattenbildning sker (Brown och Van Beinum, 2009).

Metazaklor är den substans som bör vara minst läckagebenägen av de simulerade substanserna om man ser till det beräknade GUS-indexet (tabell 2) men är ändå en av de substanser som simuleras i högst koncentrationer. Detta kan dels förklaras med att en del av läckaget av metazaklor sker genom makroporer vilket inte är något som GUS-indexet tar hänsyn till. MCPA som har näst högst GUS-index simuleras däremot i relativt låga koncentrationer. Detta kan förklaras med att Freundlich-koefficienten för sorption ($1/n$) är låg ($=0,68$) (se bilaga 2) vilket kommer att kraftigt öka adsorptionsstyrkan och minskar utlakning jämfört med substanser som har högre $1/n$ -värden. GUS-indexet kommer att överskatta utlakningsrisken för MCPA relativt substanser med högre $1/n$ -värden, eftersom GUS endast bygger på K_{foc} värdet och ett implicit antagande om linjär adsorption (d.v.s. exponenten = 1). På grund av den olinjära adsorptionen kan vi inte beräkna risken på ett enkelt sätt i ett index men däremot tar modellen hänsyn till detta i beräkningarna. En annan viktig del av förklaringen till att GUS-index inte verkar vara en bra parameter för att förklara läckagerisken är att bekämpningsmedlens egenskaper inte är den enda aspekten när det gäller risker för grundvattenläckage utan att användningen, med avseende på doser, tidpunkter och hur stor andel av grödan som besprutas också har en stor inverkan på simuleringsresultaten.

Vid jämförelsen mellan de ackumulerade använda mängderna per år i simuleringarna och den totala försäljningen i Skåne per år (jämför tabell 6 och tabell 5) visade det sig att de simulerade mängderna var lägre, men ändå i samma storleksordning som den försålda mängden, för de flesta substanserna. Mängden MCPA som simulerades var däremot klart lägre, ca 40 jämfört med 140 ton per år. När det gäller den ackumulerade använda mängden per år i simuleringen för MCPA 1986 uppgick den till ca 85 ton vilket förmodligen är klart lägre än den faktiska användningen i Skåne vid den tiden. Den totala försålda mängden MCPA i hela Sverige var 1986 ca 1000 ton. I framtida simuleringar bör även scenarier för andra användningsområden inkluderas, kanske framförallt användning av MCPA i odlingar av gräs- och frövall, för att svara för en större del av den faktiska användningen och därmed ge en mer rättvisande bild av riskerna med nutida eller historisk användning.

MACRO-SE kan teoretiskt simulera historisk användning av bekämpningsmedel, precis som har gjorts i denna rapport för MCPA och bentazon, men det är komplicerat, inte minst därför att data om historisk användning av bekämpningsmedel ofta saknas (Var har bekämpningsmedlen använts? Hur stor andel av grödorna besprutades? Historisk statistik om grödarealer? Etc.). Resultaten från denna del är därför förknippade med relativt stor osäkerhet.

Det är viktigt att poängtera att MACRO-SE-modelleringen endast tar med normal, rekommenderad användning av bekämpningsmedel i beräkningarna. Några aspekter som därmed inte inkluderas är t.ex. spill vid olyckor, tvätt av sprutor på genomsläppliga ytor eller dåligt underhållen eller kalibrerad utrustning. Dessa källor kan punktvis vara av stor betydelse för riskerna för grundvattenläckage (se t.ex. Kværner et al., 2014) men är inget som modellberäkningarna kan inkludera. Eftersom punktkällorna uppkommer ”slumpvis” har det dock ingen påverkan på den allmänna riskkarteringen med avseende på vilka ämnen som utgör risk för läckage eller var riskerna är störst. Punktkällor kunde troligen vara särskilt viktigt vid användningen av bekämpningsmedel 1986 då sådana aspekter var betydligt mindre uppmärksammade. Sedan dess har medvetenheten kring riskerna med punktutsläpp ökat och man har fått en betydligt bättre praxis för rengöring och påfyllning samt underhåll av sprututrustning.

De resultat som presenteras i rapporten visar medelvärdet över hela den simulerade 24-årsperioden. Detta medför att eventuellt förhöjda halter som modellen simulerar under delar av perioden inte framgår av resultatet. Dessa värden kan uppkomma under vissa förhållanden (t.ex. kraftig nederbörd), men är inte särskilt relevant vid riskanalysen då det kommer att ske en blandning, eventuell nedbrytning och utspädning av vattnet innan det når ner till det djupare grundvattnet. Ur denna aspekt är det i simuleringsammanhang praxis att redovisa medelvärdet under perioden som ett mått på läckagerisken. Det är dock möjligt att tillfälligt förhöjda värden skulle kunna utgöra en kortvarig risk vid uttag av dricksvatten ur mycket ytligt liggande akviferer utan att det framgår av simuleringarna.

MACRO-modellen har sitt ursprung i riskanalys för registrering av bekämpningsmedel och i denna kontext är det bättre att modellen överskattar koncentrationer och ger falskt positiva svar än tvärt om, detta för att vara på den säkra sidan och följa försiktighetsprincipen. Av denna anledning tillämpar modellen vissa värsta-falls-antaganden i de processer som är inkluderade. Detta tillsammans med att resultaten av modellen redovisas i markvattnet på 2 meters djup innebär att resultaten kan anses överskatta de koncentrationer i det djupare grundvattnet som den simulerade användningen kan ge upphov till. Detta är åtminstone fallet för det råvatten som används för dricksvattenproduktion i kommunala vattenverk och som oftast kommer från djupare brunnar. Kommunala vattentäkter har även oftast vattenskyddsområden där det kan finnas restriktioner för bekämpningsmedelsanvändning i brunnens närhet vilket bidrar till att påverkansrisken kan vara lägre än vad som simuleras. Det vatten som tas ur enskilda brunnar som är grävda tas dock ofta från betydligt grundare liggande grundvatten och dessa brunnar kan vara otäta och därmed även ha inläckage av ytligt vatten vilket gör dem känsligare för föroreningar. Det har visat sig att grävda, enskilda brunnar har något större förekomst av bekämpningsmedel än borrhåll (Larsson et al., 2014). De simulerade koncentrationerna vid 2 meters djup kan vara mer representativa för grunda enskilda brunnar snarare än de djupare borrhållarna, men mer jämförbar data skulle behövas för att testa denna hypotes.

Resultaten från jämförelsen mellan av modellen simulerade koncentrationer och uppmätta koncentrationer på samma plats visade sig snarare vara lägre än de uppmätta, trots de många faktorer som gör att modellen borde ge värsta-falls-förhållanden. En viktig förklaring till detta är att de vatten som provtogs ofta är gammalt och snarare speglar påverkan från en historisk användning. De simulerade halterna för den historiska användningen var dock avsevärt högre än de uppmätta halterna.

Detta visar att det inte heller enkelt går att använda de historiska scenarierna för att bedöma vilka halter vi hittar i grundvattnet idag. I realiteten är det troligt att de koncentrationer vi finner i grundvattnet idag är en kombination av historisk användning och användning som fortfarande pågår.

Något som är påtagligt vid en granskning av alla riskkartor är att området i nordvästra Skåne söder om Skälderviken har en låg risk för läckage för alla substanser och grödor. Även för den historiska användningen av bentazon, som i stora delar av Skåne ger mycket höga koncentrationer, är koncentrationerna söder om Skälderviken låga. Detta kan troligen bero på den relativt höga lerhalten i matjorden samt klassningen av jordarten som U-jord enligt Footprint soil type (se karta i figur 47) som gör att modellens beräkningar pekar på att applicerade bekämpningsmedel till större del avgår genom dräneringsrören ut till ytvatten och inte perkolerar ner till grundvattnet. I motsvarande MACRO-SE-simulering som gjordes för ytvatten av Länsstyrelsen Skåne (2014) var också riskerna för läckage till ytvatten stora i detta område generellt sett vilket leder till samma slutsats. Det finns dock en viss osäkerhet i den hydrologiska klassningen beroende på brist på data, så lokala variationer kan även här vara större än modellen ger uttryck för, men den generella risken för läckage till grundvatten i området torde vara liten.

10.1 Känslighetsanalys

Det är av intresse för tolkning av resultaten och för utvärdering och fortsatt utveckling av MACRO-SE att veta vilka av de ingående parametrarna som påverkar slutresultatet mest och för att få svar på detta utförs en så kallad känslighetsanalys. I en vetenskaplig artikel från 2002 (Dubus och Brown, 2002) utfördes en sådan känslighetsanalys på grundmodellen MACRO och författarna såg då att för de flesta testade scenarierna påverkades resultaten mest av ändringar i de modellerade substansernas nedbrytningshastighet och sorption till markpartiklar. I de fall marken har mycket makroporflöde (snabbt vattenflöde genom maskgångar, sprickor etc.) visade sig också parametrar för markens hydrologi, t.ex. storleken på markens makroporer, vara viktiga för resultaten.

I MACRO-SE används parametrar för bekämpningsmedelsegenskaper där ett experimentellt framtaget medelvärde används för alla beräkningar. Detta medelvärde innebär en osäkerhet i modellen eftersom nedbrytningstiden och sorptionen i realiteten varierar beroende på olika betingelser i jorden. Egenskaperna som använts i simuleringarna kommer från PPDB och är alltså det underlag som använts vid registreringen av aktiva substanser på EU-nivå. Värden för nedbrytning och sorption i databasen kommer oftast från ett begränsat antal jordar, ibland endast 4-5 olika jordar i Europa, vilket gör att medelvärdesberäkningarna för egenskaperna kan baseras på relativt få data med stor variation och kanske inte heller alltid är helt representativa för svenska förhållanden.

Förenklingar görs även av texturen då ett medelvärde av andel ler, silt och sand samt halt organiskt kol i marken inom varje jordart tas fram per län, trots att lokala variationer kan vara stora. Eftersom bekämpningsmedlens nedbrytning och sorption också varierar med jordens egenskaper kan stora lokala variationer förekomma som modellen inte kan ge uttryck för. Förbättringar av dataunderlaget vad gäller den rumsliga fördelningen av markens kolhalt och textur i matjord och alv skulle leda till bättre precision i framtida simuleringar. Eftersom bekämpningsmedelsegenskaperna har långt ifrån linjära samband med läckagerisken så kunde troligen osäkerheten i modellen minskas betydligt om bättre data för halveringstid och sorption fanns tillgängligt. Om man också kunde utveckla rutiner för att relatera halveringstid och sorption till markens faktiska egenskaper i olika områden så skulle modellens rumsliga prediktioner förbättras och få en bättre upplösning.

Det dataunderlag med avseende på använda mängder som används vid modellkörningen är förstås avgörande för modellresultatet vilket gör att kvaliteten och representativiteten på dessa data är väldigt viktig. I detta projekt har underlaget baserats på vilken användning som uppges i de intervjuer med lantbrukare i typområdena som genomförs inom den nationella miljöövervakningen för åkermark. Dessa data är troligen en bra utgångspunkt för realistiska scenarier men eftersom det rör sig om ett fåtal små områden så finns det en risk att de inte fullt ut är representativa på regional skala. Detta kan vara särskilt problematiskt i de fall det rör sig om substanser med liten användning eller grödor som odlas i en liten utsträckning och där små lokala skillnader, i t.ex. använd dos eller andel av arealen som besprutas, kan ge en större påverkan på statistiken. Det vore önskvärt att det samlas in statistik över användningen av bekämpningsmedel, på substansnivå, med regional upplösning och även uppgifter om i vilken utsträckning olika grupper av grödor besprutas med de olika substanserna.

11. Slutsatser

Resultaten från simuleringarna visar att det föreligger betydande regionala variationer när det gäller risken för läckage till grundvatten för de sex substanserna som ingick i studien. Utifrån riskkartorna kan man se att riskerna generellt sett är större i södra och västra delarna av Skåne på grund av den högre andelen åkermark och på grund av det våtare klimatet i dessa delar av länet. Man kan också se att andelen av åkermarken som odlas med den specifika grödan för varje scenario har en stor inverkan på var riskerna är störst för högre koncentrationer av respektive substans.

Simuleringsresultaten visar att det är svårt att säga något om ett ämnes totala risk utifrån enkla index, t.ex. GUS-index, som baseras endast på bekämpningsmedlets halveringstid och sorptionskoefficient. Detta visar sig t.ex. genom att metazaklor, som har det lägsta GUS-indexet av de simulerade substanserna, simuleras i höga koncentrationer, medan MCPA som har ett av de högre GUS-indexen och används i stor mängd ändå visar på en låg risk. Modellberäkningarna har här en styrka i att de använder betydligt mer avancerade samband för att bedöma riskerna, t.ex. genom att inkludera koncentrationens effekt på adsorptionen ($1/n$) och läckage genom makroporflöde. Andelen av åkermarken som odlas med grödan, andelen av grödan som besprutas med bekämpningsmedlet, använd dos och årstiden för besprutning har också en inverkan på simuleringsresultaten vilken inte kan förklaras med ett enkelt index. GUS-indexet är framtaget för att användas som en fingervisning om vilka ämnen som kan ha högre risk för läckage än andra. Resultaten visar dock på att indexet utesluter flera faktorer som är viktiga för att bedöma läckagerisken.

Generellt ger höstbesprutning ofta högre risker än vårbesprutning vilket till stor del beror på skillnaden i klimat mellan vår och höst med lägre temperaturer (långsammare nedbrytning) och mer regn under hösten, vilket innebär att det är kortare tid för nedbrytning av de växtskyddsmedel som sprids under hösten innan grundvattenbildning sker.

Jämförelser med uppmätta värden visar att modellen i stor utsträckning korrekt kan prediktera den övergripande risken för läckage (inklusive frånvaro av läckage), samt också i vilken storleksordning man kan förvänta sig att påträffa halter i grundvattnet. Detta är en styrka med modellen och visar att man kan använda resultaten för att bedöma vilka substanser som är mest läckagebenägna till grundvatten under de rådande förhållandena och var i regionen riskerna är högst. Prediktioner av exakta koncentrationer i grundvattnet visar sig dock vara mer osäkra, vid jämförelse med uppmätta, vilket i sig är rimligt eftersom det finns osäkerheter både när det gäller underlaget för jämförelsen och till följd av de förenklingar som används i simuleringen. Ett bättre dataunderlag av koordinatsatta

provtagningar i grundvatten på 2 meters djup skulle bidra till ett bättre test av modellen som skulle vara värdefullt för fortsatt utveckling.

Sammanfattningsvis kan sägas att resultaten från denna rapport kan användas för att peka ut de substanser som kan utgöra en risk för läckage till grundvattnet samt i vilka områden denna risk är störst. Resultaten kan även användas i Länsstyrelsens vattenförvaltningsarbete som ett underlag i påverkansbedömningen samt för att ta fram nya stationer för kontrollerande och operativ övervakning av grundvattnet och på så sätt effektivisera de regionala miljöövervakningsprogrammen. Riskkartorna kan ge information om var arbetet med grundvattenskydd behöver intensifieras, samt utgöra underlag för upprättande av nya eller revidering av äldre vattenskyddsområden.

12. Referenser

- BASF. 1986. Växtskydd. 82 sidor. BASF Svenska AB Lantbruksavdelningen.
- Boström, G., Gönczi, M. och Kreuger, K. 2014. Kemiska bekämpningsmedel i Skånes ytvatten 1983-2014. Med jämförelser mot den nationella miljöövervakningen. CKB rapport 2014:2. Sveriges lantbruksuniversitet. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:16.
- Brown, C.D. och Van Beinum, W. 2009. Pesticide transport via sub-surface drains in Europe. *Environmental Pollution* 157: 3314–3324.
- Charnay, M.P., Tuis, S., Coquet, Y. och Barriuso, E. 2005. Spatial variability in 14C herbicide degradation in surface and subsurface soils. *Pest management science* 61, 9: 845-855.
- Dubus, I.G. och Brown, C.D. 2002. Sensitivity and First-Step Uncertainty Analyses for the Preferential Flow Model MACRO. *Journal of Environmental Quality*, 31: 227-240.
- EU. 1998. Rådets direktiv 98/83/EG av den 3 november 1998 om kvaliteten på dricksvatten.
- EU. 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- EU. 2008. Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG.
- EU. 2013. Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område.
- Ghafoor, A., Jarvis, N., J. och Stenström, J. 2013. Modelling pesticide sorption in the surface and subsurface soils of an agricultural catchment. *Pest management science* 69, 8: 919-929.
- Ghafoor, A., Moeys, J., Stenström, J., Tranter, G. och Jarvis, N. 2001. Modeling spatial variation in microbial degradation of pesticides in soil. *Environmental science & technology*, 45:15, pp. 6411-6419.
- Gustafson, D. I. 1989. Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8: 339–357.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2014. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2014:XX Remissversion. Bilaga 1.
- Hollis, J.M., Réal, B., Jarvis, N.J., Stenemo, F. och Reichenbeger, S. 2006. Characteristics of European soil hydrochemical scenarios. Report DL8 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/>
- Jarvis, N. och Larsbo, M. 2012. Macro (v5. 2): Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE* 55, 4: 1413-1423.
- Jarvis, N., Lindahl, A., Messing, I., Stenemo, F., Hollis, J., Reichenberger, S. och Dubus, I.G. 2007. Algorithm to completely parameterise MACRO from basic soil property data. Report DL21 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/>

Johnsson, H. och Mårtensson, K. 2002. Kväveläckage från svensk åkermark - Beräkningar av normalutlakning för 1995 och 1999. Naturvårdsverket, Rapport 5248; ISBN 91-620-5248-9; ISSN 0282-7298; SLU, Uppsala, Sverige.

Jordbruksverket. 2014. Kemisk ogräsbekämpning 2014/2015. Jordbruksverkets växtskyddscentraler, oktober 2014

Kemikalieinspektionen. 2011. Riktvärden för ytvatten. Senast uppdaterad: 2011-02-20, hämtad: 2014-10-17 <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Bekampningsmedel/Vaxtskyddsmedel/Vaxtskyddsmedel-i-Sverige/Riktvarden-for-ytvatten/>

Kemikalieinspektionen. 2014. Bekämpningsmedelsregistret Version: 3.1.2.0, hämtad 2014-12-07 <http://webapps.kemi.se/BkmRegistret/Kemi.Spider.Web.External/>

Kemikalieinspektionen. 2015. Statistik - försålda kvantiteter av bekämpningsmedel. Skapad 2011-02-27, senast granskad 2014-11-21, hämtad: 2015-01-30 <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Bekampningsmedel/Statistik---forsalda-kvantiteter-av-bekampningsmedel/>

Kerle, E.A., Jenkins, J.J. och Vogue, P.A. 1996. Understanding pesticide persistence and mobility for groundwater and surface water protection. Oregon state university extension service.

Kværner, J., Eklo, O.M., Solbakken, E., Solberg, I. och Sorknes, S. 2014. An integrated approach for assessing influence of agricultural activities on pesticides in a shallow aquifer in south-eastern Norway. Science of The Total Environment 499: 520-532.

Larsbo, M., Roulier, S., Stenemo, F., Kasteel, R. och Jarvis, N. 2005. An improved dual-permeability model of water flow and solute transport in the vadose zone. Vadose Zone Journal 4, 2: 398-406.

Larsbo, M., Stenström, J., Etana, A., Börjesson, E. och Jarvis, N.J. 2009. Herbicide sorption, degradation, and leaching in three Swedish soils under long-term conventional and reduced tillage. Soil and Tillage research 105, 2:200-208.

Larsson, M., Boström, G., Gönczi, M. och Kreuger, J. 2014. Kemiska bekämpningsmedel i grundvatten 1986-2014. Sammanställning av resultat och trender i Sverige under tre decennier, samt internationella utblickar. CKB rapport 2014:1. Sveriges lantbruksuniversitet. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:15

Livsmedelsverket. 2014. Vägledning Dricksvatten. Vägledning till dricksvattenföreskrifterna (SLVFS 2001:30). Fastställt: 2014-12-19 av enhetschefen för kontrollstödenheten.

Livsmedelsverket. 2013. Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30).

Länsstyrelsen Skåne. 2014. Riskkartering av bekämpningsmedel i skånska ytvatten. Rapport 2014:5.

Moeys J., Larsbo M., Bergström L., Brown C.D., Coquet Y. och Jarvis N.J. 2012. Functional test of pedotransfer functions to predict water flow and solute transport with the dual-permeability model MACRO. Hydrology and Earth System Sciences 16: 2069-2083.

Myrbeck, Å. 1998. Swedish agricultural and horticultural crops. PM från Kemikalieinspektionen (1998).

Naturvårdsverket. 1985. Användning av bekämpningsmedel 1984. Naturvårdsverket Rapport, 7590-351-2, Solna.

Naturvårdsverket. 2008. Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN. Rapport 5799.

Pfeiffer, M. 2010. Groundwater Ubiquity Score (GUS). Pesticide training resources.

PPDB (Pesticide Properties DataBase). 2014. A to Z List of Pesticide Active Ingredients. Senast uppdaterad: 2014-09-29, hämtad: 2014-10-17 <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>

RPD (Regionala pesticiddatabasen). 2014. Sveriges lantbruksuniversitet. <http://www.slu.se/vaxtskyddsmedel>

SCB (Statistiska centralbyrån). 2011. Växtskyddsmedel i jord- och trädgårdsbruket 2010, användning i grödor. Sveriges officiella statistik. Statistiska meddelanden MI 31 SM 1101.

SCB (Statistiska centralbyrån). 2012. Försålda kvantiteter av bekämpningsmedel.

SGU (Sveriges geologiska undersökning). 2013. Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om miljö kvalitetsnormer och statusklassificering för grundvatten (SGU-FS 2013:2).

SGU (Sveriges geologiska undersökning). 2014. Brunnar och dricksvatten. Hämtad 2014-11-06 <http://www.sgu.se/grundvatten/brunnar-och-dricksvatten/>.

SMHI (Mårtensson J.), 2012-06-27, "Leveransbeskrivning Aro_y_2012_2". Basverksamheten, Information och Statistik, Vatteninformation. 6 p. http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.24474!/aro_y_2012_2_beskrivning.pdf

Steffens, K., Jarvis, N., Lewan, E., Lindström, B., Kreuger, J., Kjellström, E. och Moeys, J. 2015. Direct and indirect effects of climate change on herbicide leaching - a regional scale assessment in Sweden. Science of the Total Environment, 514, pp. 239-249.

Svenskt Vatten. 2014. Råvatten – Källan till dricksvatten. Hämtad 2014-11-06) <http://www.svenskvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/Ravatten/>

Sveriges Riksdag. 1998. Miljöbalk (1998:808)

VISS (VattenInformationSystem Sverige). 2015. <http://www.viss.lansstyrelsen.se>

WHO (Världshälsoorganisationen). 2003. Isoproturon in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality.

WHO (Världshälsoorganisationen). 2011. Guidelines for Drinking-water quality, Fourth Edition. ISBN 978 92 4 154815 1

Åkesson, M. 2014. On the scope and assessment of pesticides in groundwater in Skåne, Sweden. Diss. LUNDQUA Thesis 74. Quaternary Sciences, Department of Geology, Lunds universitet.

13. Bilagor

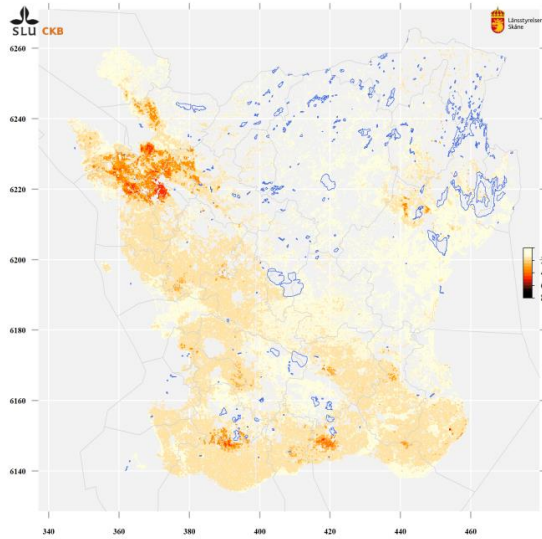
Bilaga 1. Bakgrundskartor

Bilaga 2. Fysikalisk-kemiska egenskaper för bekämpningsmedelssubstanser som använts i simuleringarna

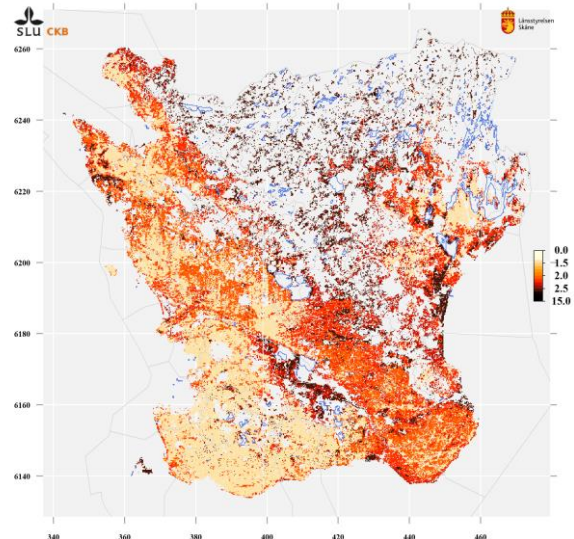
Bilaga 3. Tabeller över simulerade koncentrationer i grundvattenförekomster

Bilaga 1 – Bakgrundskartor

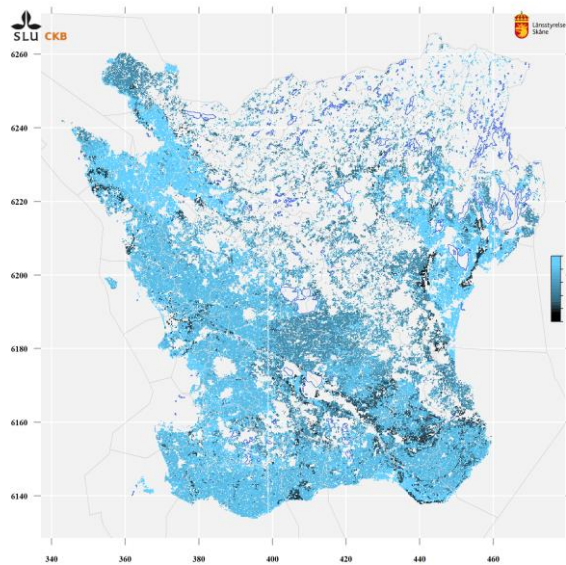
Lerhalt i matjorden – genomsnitt för den dominerande jordarten i området (%).



Halt av organiskt kol i matjorden – genomsnitt för den dominerande jordarten i området (%).



Simulerad vattenperkolation genom åkermark – genomsnitt över 24 år (mm/år)



Bilaga 2 – Fysikalisk-kemiska egenskaper för bekämpningsmedelssubstanser som använts i simuleringarna

Aktiv substans	DT ₅₀	K _f	K _{foc}	1/n
bentazon	45,0	1,4	86,0	1,00
isoproturon	12,0	13,7	122,0	0,80
MCPA	24,0	0,9	74,0	0,68
metazaklor	10,8	1,02	79,6	0,99
kvinmerak	17,0	0,59	86,0	0,88
metribuzin	12,0	0,96	37,9	1,08

DT ₅₀ :	Halveringstid i jord (labb 20° C, dagar)
K _f :	Adsorptionskoefficient
K _{foc} :	Kolhalt-normaliserad adsorptionskoefficient
1/n:	Freundlich koefficient

Bilaga 3 – Tabeller över simulerade koncentrationer i grundvattenförekomster

Finns i separat dokument för nedladdning på CKB:s hemsida

[\(http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/kompetenscentrum-for-kemiska-bekampningsmedel/publikationer/rapporter-fran-ckb/\)](http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/kompetenscentrum-for-kemiska-bekampningsmedel/publikationer/rapporter-fran-ckb/).