



Onderzoek naar methodes voor abiotisch herstel van soortenrijke graslanden in het LIFE-project Pays Mosan

EINDRAPPORT - APRIL 2017

Auteurs:

Pieter Vangansbeke, An De Schrijver, Stephanie Schelfhout en Kris Verheyen

Labo voor Bos en Natuur – Universiteit Gent



Wijze van refereren:

Vangansbeke, P., De Schrijver, A., Schelfhout, S., Verheyen, K., 2017. Onderzoek naar methodes voor abiotisch herstel van soortenrijke graslanden in het LIFE-project Pays Mosan.



Foto - Stephanie Schelfhout

Inhoudstafel

Dankwoord	3
1 Inleiding	5
1.1 Doelstelling en projectgebied.....	5
1.2 Nutriënten en soortenrijke graslanden	6
1.3 Stikstof in soortenrijke graslanden.....	8
1.4 Fosfor in soortenrijke graslanden.....	10
1.5 Stikstof <i>en</i> fosfor in soortenrijke graslanden	16
1.6 Verschralingsmaatregelen.....	19
2 Methode	25
2.1 Perceelselectie.....	25
2.2 Bodemstalen.....	26
2.3 Vegetatiestalen.....	26
2.4 Dataverwerking	27
3 Potentie van uitmijnen voor het herstel van kalkgraslanden	28
3.1 Referentiewaarden voor soortenrijke graslanden	28
3.2 Fosfor in de bodemstalen van het LIFE-project.....	29
3.3 Nutriënten in de vegetatie van de graslanden van het LIFE-project.....	32
4 Beheeradvies voor herstel soortenrijke graslanden	38
4.1 Huidige toestand	38
4.2 Algemeen beheeradvies	56
4.3 Beheeradvies per gebied.....	59
4.4 Bijkomende bevindingen	70
4.5 Abiotisch doel voor fosfor bereikt en toch soortenarm.....	74
5 Verder onderzoek.....	77
5.1 Opvolgen abiotisch herstel.....	77
5.2 Herstel van de doelvegetatie.....	78
6 Referenties	80
7 Overzichtstabellen.....	85
8 Bijlage: abiotisch herstel tot glanshaverhooiland	102

Dankwoord

Voor het verwezenlijken van dit rapport werd samengewerkt met alle partners binnen het LIFE-project. Op verschillende bijeenkomsten werden de resultaten getoond en besproken, wat ook leidde tot waardevolle input van de beheerders. Bovendien konden we steeds beroep doen op de terreinbeheerders tijdens onze veldwerkcampagne, voor verkenning van de percelen en voor duiding bij de voorgeschiedenis en de natuurwaarde. Wij willen bij Natuurmonumenten specifiek André Hassink, Linda Wortel en Frenk Janssen bedanken. Zeker Linda voor het begeleiden van onze veldcampagnes en André voor het aanleveren van achtergrondinformatie bij de percelen. Bij Natuurpunt willen we Joost Dewispelaere en Gabriël Erens bedanken. Joost om met een constructief kritische blik naar onze resultaten te kijken en voor het enthousiasme om met uitmijnen te starten, Gabriël voor de hulp op het terrein, tot en met het optrommelen van een tractor om ons los te trekken. Bij Natagora willen we Rudi Vanherck, Frédéric Degrave en vooral Thierry Ory bedanken. Thierry was steeds bereikbaar voor alle vragen over de percelen van Natagora, over algemene inhoudelijke, praktische en administratieve beslommingen in verband met het project.

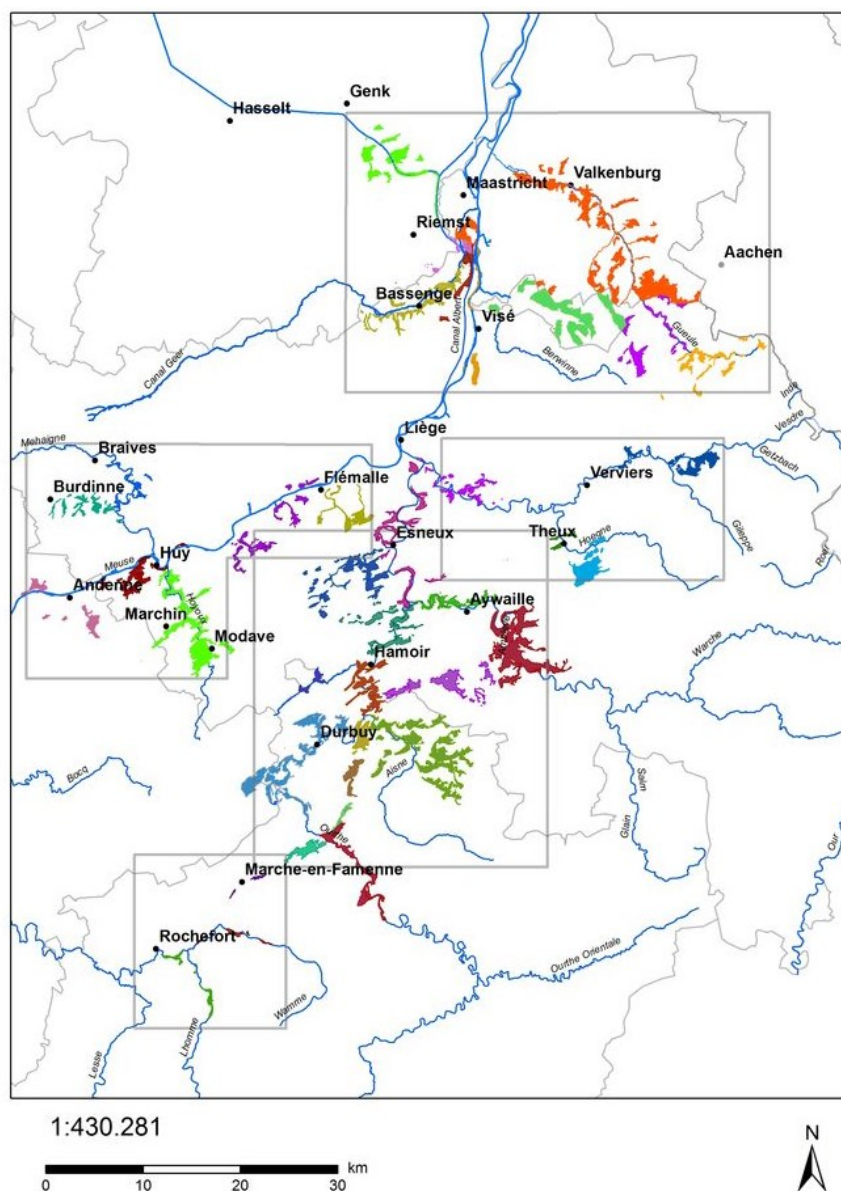
Verder willen we een aantal mensen bedanken die meehielpen met de staalname voor het project. In de eerste plaats Maarten Vangansbeke die als jobstudent een groot deel van de bodemstaalname en staalvoorbereiding voor zijn rekening nam. Verder zeker ook Hanne Van Beneden die vrijwillig verschillende dagen meehielp met het verzamelen van bodem- en vooral vegetatiestalen als de tijdsdruk hoog was. Ook Kris Ceunen en Andreas De Mey worden hartelijk bedankt voor de hulp met het verzamelen van bodemstalen en het mee kijken naar soortensamenstelling van de graslanden.

Voor het verwerken en analyseren van alle stalen konden we steeds beroep doen op de deskundige hulp van onze laboranten Greet De Bruyn en Luc Willems. Hartelijk bedankt voor de vlugge aanlevering van de resultaten in de loop van het project. Luc ook nog eens extra bedankt voor de hulp bij het drogen en het malen van de vegetatiestalen (en een deel van de bodemstalen).

1 Inleiding

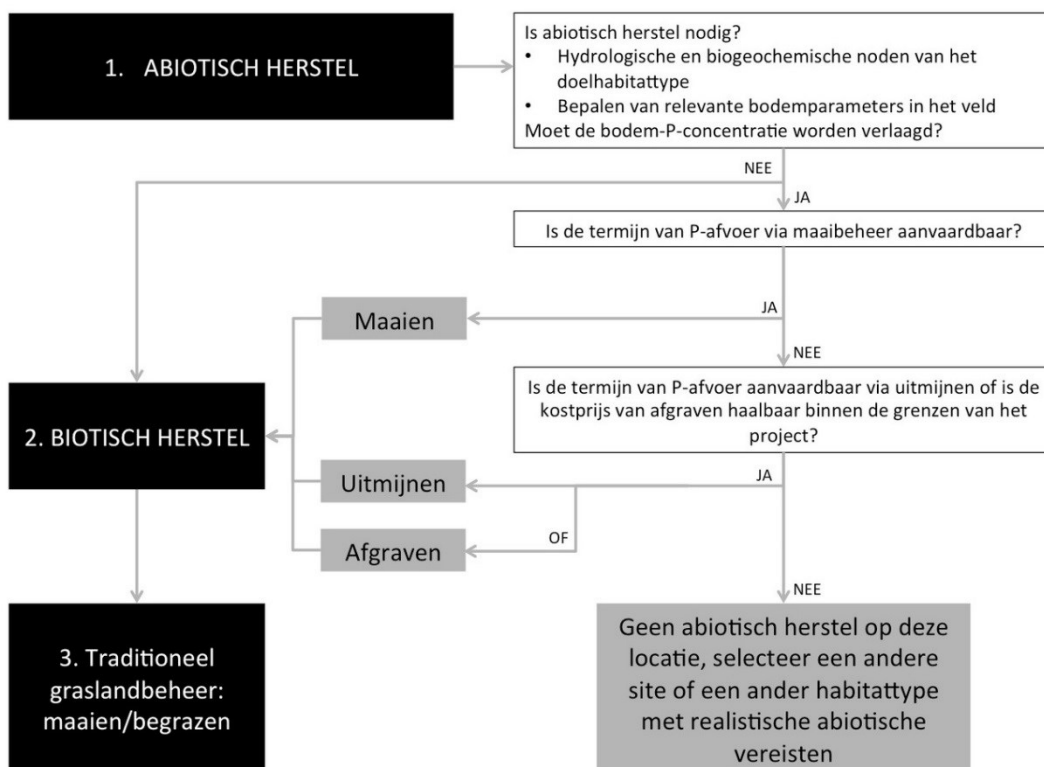
1.1 Doelstelling en projectgebied

Het LIFE-project Pays Mosan is een ambitieus herstelprogramma voor natuurlijk en half-natuurlijk habitat in het bekken van de Maas en haar zijrivieren tussen Andenne en Maastricht (Figuur 1). Het project richt zich onder meer op het herstellen en verbinden van verschillende soortenrijke graslandtypes van Natura 2000, zoals kalkgraslanden [habitatcode 6210], glanshaverhooilanden [6510], heischrale graslanden [6230] en zinkweiden [6130]. Deze soortenrijke habitattypes gingen de voorbije jaren sterk achteruit in West-Europa door het stopzetten van het extensieve maai- of begrazingsbeheer, door overbemesting en door versnippering. Voor meer details over de habitattypes verwijzen we graag naar de websites van [Ecopedia](#) (2016), [SynBioSys](#) (2016) en [Biodiversité en Wallonie](#) (2016), waar een uitgebreide beschrijving per type voor handen is met specifieke informatie voor respectievelijk Vlaanderen, Nederland en Wallonië.



Figuur 1: Projectgebied van LIFE Pays Mosan in Vlaanderen, Wallonië en Nederland, met aanduiding van de verschillende Natura 2000-gebieden, elk met een eigen kleur. De graslanden die besproken worden in dit rapport zijn bijna exclusief gelegen in het meest Noordelijke 'venster'.

Voor het versterken van het habitatnetwerk is herstel van de bestaande graslanden nodig en ook een uitbreiding van het huidige areaal. Hiervoor worden binnen het project percelen uit landbouwbeheer verworven, met als doel die om te zetten naar de soortenrijke doelgraslandtypes. Voor dat einddoel bereikt wordt zullen enkele processen doorlopen worden (Figuur 2). Dikwijls is de bodem van de percelen uit landbouwbeheer echter ernstig verstoord onder meer door een geschiedenis van (over)-bemesting, wat het ecologisch herstel bemoeilijkt. Voor de doelvegetatie zich kan vestigen dienen de bodemomstandigheden verbeterd te worden. Dit abiotisch herstel kan op verschillende manieren bewerkstelligd worden, maar er is weinig praktijkkennis voor handen, zeker voor kalkrijke bodems. In dit rapport onderzoeken we de (I) verschillende verschrallingsmaatregelen voor abiotisch herstel (II) en geven we een concreet advies voor het herstel in functie van soortenrijke graslanden op de onderzochte percelen in het projectgebied. Na het bereiken van de abiotische doelstellingen kan het biotisch herstel beginnen, waarna een traditioneel graslandbeheer met maaien en/of grazen kan ingesteld worden.

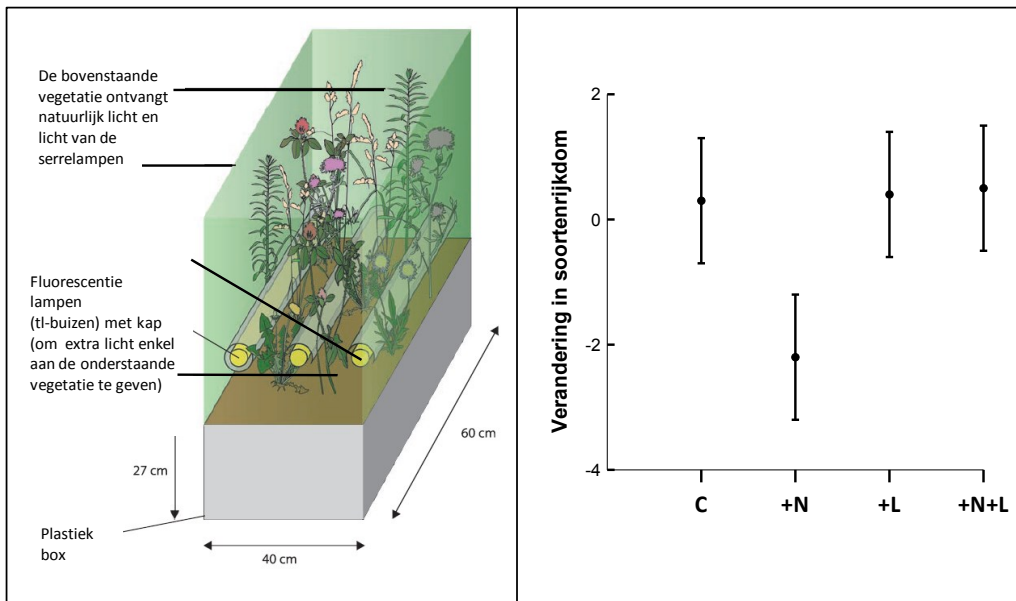


Figuur 2: Schema die de stappen en keuzes weergeeft bij herstel van een perceel uit landbouwgebruik tot een soortenrijk grasland, de opeenvolgende stappen zijn abiotisch herstel, biotisch herstel en graslandbeheer. Bron: Schelfhout et al. (in press).

1.2 Nutriënten en soortenrijke graslanden

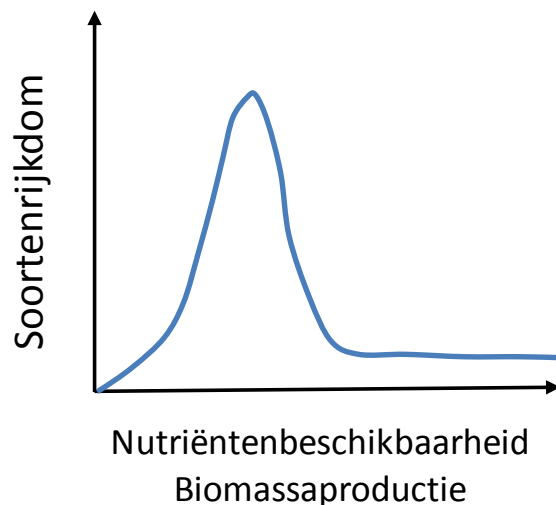
Om op voormalige landbouwgrond soortenrijke graslanden in te richten is het vrijwel altijd noodzakelijk om de bodemvruchtbaarheid te verlagen. Nutriënten in de bodem vormen samen met licht en water de voedingsbronnen van planten. De bron of het nutriënt dat het meest limiterend is bepaalt de groeisnelheid en de biomassaproductie van planten het meest (Tilman, 1997). Als nutriënten niet limiterend zijn, neemt de groei van een beperkt aantal snelgroeiende plantensoorten toe ten koste van andere soorten. Deze hoogproductieve soorten overschaduwden door hun hoge groeisnelheid de minder productieve soorten, waarna deze door gebrek aan licht geen kans krijgen. Het gevolg is dat snelgroeiende, competitieve soorten domineren op voedselrijke bodems, wat leidt tot homogene vegetaties met lage biodiversiteit. De studie van Hautier et al. (2009) toonde dit effect mooi aan. Een kunstmatig nagebouwde soortenrijke graslandvegetatie werd al dan niet onderworpen aan bemesting en extra belichting (Figuur 3). Men stelde vast dat het aantal

soorten significant afnam bij bemesting. Echter, wanneer via lampen licht werd toegediend aan de lagere vegetatie, kon de onderstaande vegetatie overleven en gingen geen soorten verloren.



Figuur 3: Schematische voorstelling van het experiment en de resultaten van Hautier et al. (2009). In een kunstmatig nagebouwde graslandvegetatie werden de effecten van bemesting (+N: toevoegen van stikstof, fosfor en kalium), belichting (L), belichting en bemesting (+N+L) op de soortenrijkdom bestudeerd in vergelijking met de controle waarin geen bemesting en extra licht werd toegediend (C). Bemesten (+N) had een sterk negatief effect op de soortenrijkdom. Wanneer naast nutriënten ook licht werd toegediend (+N+L) bleek de soortenrijkdom niet te dalen. Bron: Hautier et al. (2009).

Een te hoge nutriëntenbeschikbaarheid leidt tot een sterke homogenisering van de bodem en van de vegetatie (Tilman, 1997). In nutriëntenarme omstandigheden bestaat een grotere variatie in welk nutriënt al dan niet beschikbaar is, wat ook in de vegetatie resulteert in een grotere heterogeniteit en soortenrijkdom. Als er te weinig nutriënten aanwezig zijn zal de soortenrijkdom ook verder afnemen omdat maar een beperkt aantal plantensoorten kan overleven. In het algemeen wordt dus aangenomen dat de soortenrijkdom van de vegetatie een klokcurve volgt (Figuur 4) in functie van nutriëntenbeschikbaarheid (de Humped-Back theorie van Grime (1973)). Voor het herstel van de soortenrijkdom in graslanden uit voormalige landbouw moet de nutriëntenbeschikbaarheid dus meestal dalen.



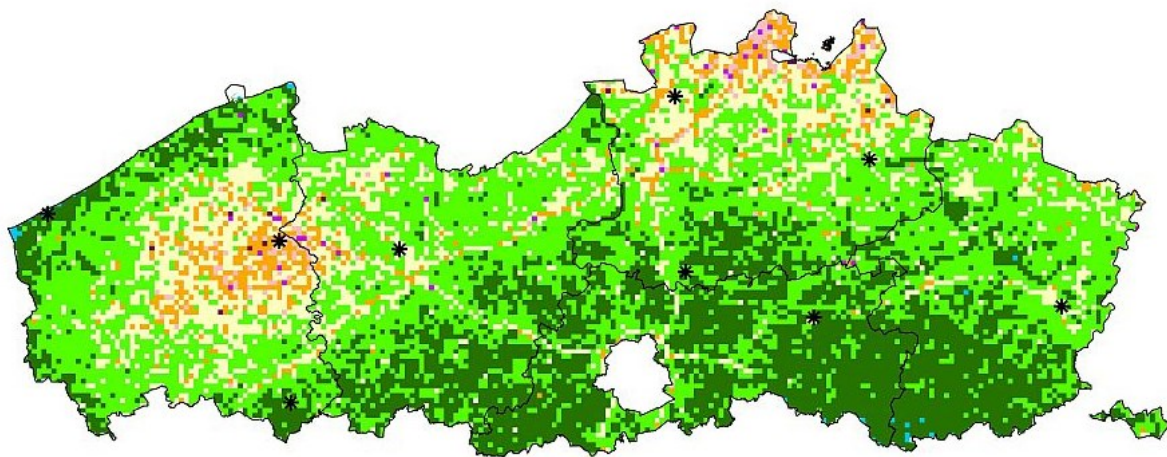
Figuur 4: Schematische voorstelling van het humped-back model van Grime (1973)

1.3 Stikstof in soortenrijke graslanden

1.3.1 Oorsprong van stikstof in soortenrijke graslanden

Stikstof (N) is een van de belangrijkste voedingsstoffen voor planten en cruciaal voor de groei van elk gewas. Zoals hoger beschreven zal een te hoge concentratie van stikstof leiden tot dominantie van enkele plantensoorten en een afname van de soortenrijkdom. Onder landbouwbeheer wordt meestal gestreefd naar dominantie van enkele soorten en wordt N opgebracht als onderdeel van verschillende meststoffen.

Ook graslanden die niet (meer) rechtstreeks bemest worden kunnen hinder ondervinden van een te hoge stikstofinput. Uitstoot van NH_x en NO_y door onder andere landbouw en transport doet de concentratie stikstof in onze atmosfeer sterk toenemen en door atmosferische depositie worden die stikstofdeeltjes in verhoogde mate afgezet in de omgeving. Dit fenomeen is sterk variabel in ruimte en tijd en bijvoorbeeld afhankelijk van de afstand en dominante windrichting ten opzichte van een stikstofbron (vooral voor depositie van NH_x) (Figuur 5).



Legende

Kg N/(ha.jaar) < 15,01 15,01 - 20 20,01 - 25 25,01 - 30 30,01 - 35 35,01 - 40 40,01 - 45 45,01 - 74,98

* Meetplaats totale vermistende depositie

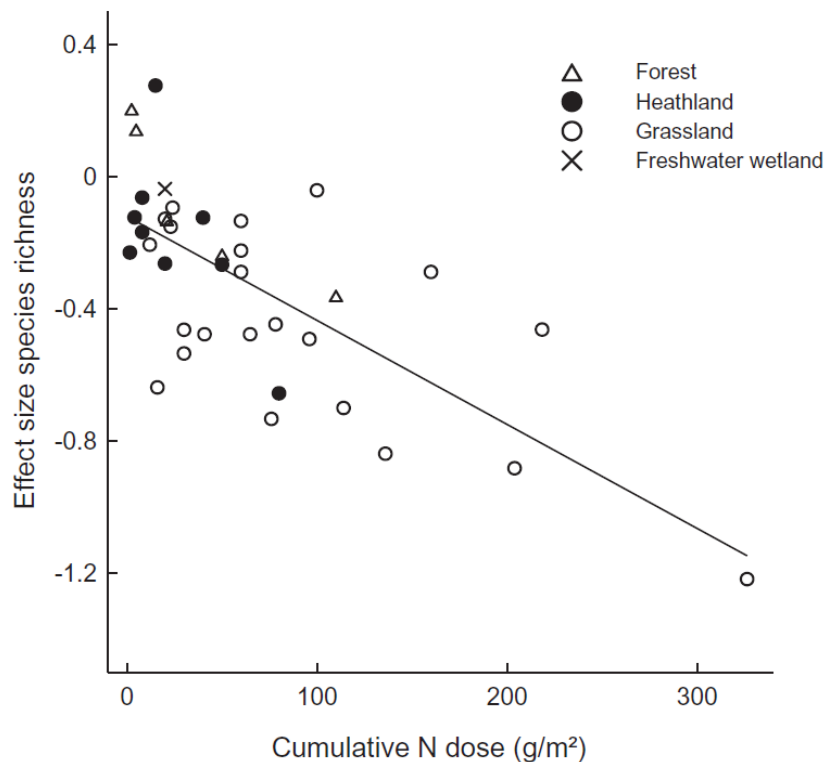
Figuur 5: Kaart met de atmosferische stikstofdepositie in Vlaanderen voor 2014, per hectare wordt er jaarlijks op sommige plaatsen tot 45 kg N afgezet. De ruimtelijke variatie is groot en de hoogste waarden worden opgetekend in streken met veel intensieve landbouw of in de nabijheid van belangrijke transportassen. Bron: Vlaamse Milieumaatschappij (2015).

1.3.2 Stikstof in de bodem

Stikstof is in de meeste landbouwbodems sterk mobiel, en spoelt makkelijk uit naar het grondwater of kan in natte omstandigheden vervluchtigen naar de atmosfeer (De Schrijver et al., 2013). Enkel als er veel negatief geladen deeltjes (organisch materiaal of kleipartikels) aanwezig zijn in de bodem kan stikstof tijdelijk accumuleren in de bodem. Deze eigenschappen zorgen er voor dat in de meeste gevallen bij een stopzetten van een stikstofbemesting de beschikbare stikstof voor de planten vlug zal afnemen (abiotisch herstel), wat een vlotte hervestiging van de doelvegetatie mogelijk maakt (Smits et al., 2008; Tilman en Isbell, 2015).

1.3.3 Impact van stikstof op soortenrijkdom

Zoals hoger beschreven zal een te hoge concentratie van stikstof leiden tot dominantie van enkele plantensoorten en een afname van de soortenrijkdom. Onder landbouwbeheer wordt meestal gestreefd naar dominantie van enkele soorten en wordt N opgebracht als onderdeel van verschillende meststoffen. Weilanden in landbouwbeheer worden dan ook vaak gedomineerd door enkele soorten, zoals Engels raaigras (*Lolium perenne*) of gestreepte witbol (*Holcus lanatus*). In verschillende studies werd een rechtstreeks negatief effect gevonden van stikstof op de soortenrijkdom van graslanden (De Schrijver et al., 2011; Stevens et al., 2004)(Figuur 6).



Figuur 6: Een hogere cumulatieve stikstofdosis (via bemesting toegediend) leidt tot een lagere soortenrijkdom in verschillende ecosystemen. Bron: De Schrijver et al. (2011).

Hoewel de atmosferische depositie van N een stuk lager ligt dan traditionele bemesting kan dit een sterk negatief effect hebben op de vegetatie van kwetsbare soortenrijke graslanden binnen natura 2000. Verschillende habitattypes hebben een verschillende grens waarboven atmosferische stikstofdepositie de kwaliteit van het habitat significant zal aantasten, de kritische depositiewaarde (KDW) (Van Dobben et al., 2012). De graslandtypes die binnen de focus van het LIFE-project vallen zijn gevoelig tot zeer gevoelig voor stikstofdepositie (Tabel 1).

Tabel 1: Kritische depositiewaarde (KDW) voor de soortenrijke graslandtypes in het projectgebied. Bron: Van Dobben et al. (2012)

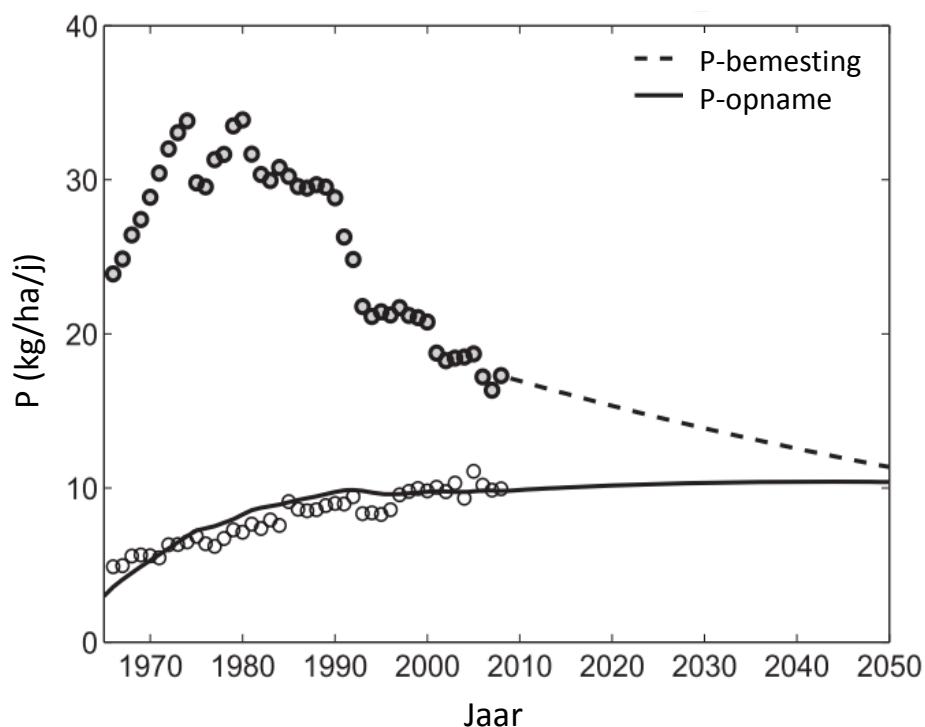
Habitattype	Natura 2000 code	KDW (kg N/ha)	Gevoeligheidsklasse
Droge, heischrale graslanden	6230	12	Zeer gevoelig
Kalkgraslanden	6210	21	Gevoelig
Zinkweide	6130	15	Zeer gevoelig
Glanshaverhooiland	6510	20	Gevoelig

Voor een gunstige staat van instandhouding moet de depositie dalen tot onder de KDW voor deze habitattypes. Als de atmosferische depositie hoger is dan de KDW zal de soortenrijkdom binnen een habitatype achteruitgaan. Om de depositie te laten dalen moet de uitstoot van stikstof verminderd worden, zeker in de buurt van natura 2000 gebieden. Om dit doel te bekomen is zowel in Nederland als in Vlaanderen een Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) in ontwikkeling. Dit beleidsinstrument moet samenwerking tussen overheden, natuurorganisaties, landbouwers en ondernemers versterken. Op die manier zou in de nabije toekomst de stikstofdepositie voor elk natura 2000 gebied onder de KDW-drempel moeten zakken, wat veerkrachtige natuur mogelijk maakt, terwijl er tegelijk ruimte blijft voor economische ontwikkeling. Het PAS-beleid vormt een grote uitdaging met moeilijk te verenigen belangen, maar een gunstige uitkomst is cruciaal voor het herstel van soortenrijke graslanden.

1.4 Fosfor in soortenrijke graslanden

1.4.1 Oorsprong van fosfor in graslanden

De verhoogde concentratie van fosfor (P) in de bodem van graslanden is voornamelijk afkomstig uit bemesting. Voor de invoering van strenge bemestingsnormen werden landbouwbodems bemest met drijfmest of stalmest op basis van berekeningen waarbij voornamelijk rekening gehouden werd met N. In organische mest zit ongeveer twee à zes keer meer N dan P (Smith et al., 1998). Daarnaast zit er gemiddeld zo'n negen keer meer stikstof (N) dan P in landbouwgewassen. Dit maakt dat er systematisch meer P werd bemest dan gewassen werkelijk nodig hadden en dat P in de bodem accumuleerde (Figuur 7, Sattari et al. 2012). Voor 2000 werd systematisch zo'n 103 kg N en zo'n 24 kg P te veel bemest per hectare (Mulier et al., 2003). Sindsdien zijn de bemestingsnormen sterk aangescherpt, in Vlaanderen voorziet het huidige mestactieplan (MAP 5) dat de P-bemestingsnorm lager ligt dan de P-opname door gewassen. Hiermee zal een automatische en algemene verschraving van landbouwbodems op Vlaams niveau gepaard gaan.



Figuur 7: Illustratie van de gemiddelde bemesting versus de gemiddelde opname door gewassen van fosfor in West-Europa. De figuur illustreert dat systematisch meer P bemest werd dan effectief door gewassen kon worden opgenomen, wat resulteerde in een sterke accumulatie van fosfor in de bodem. Bron: Sattari et al. (2012).

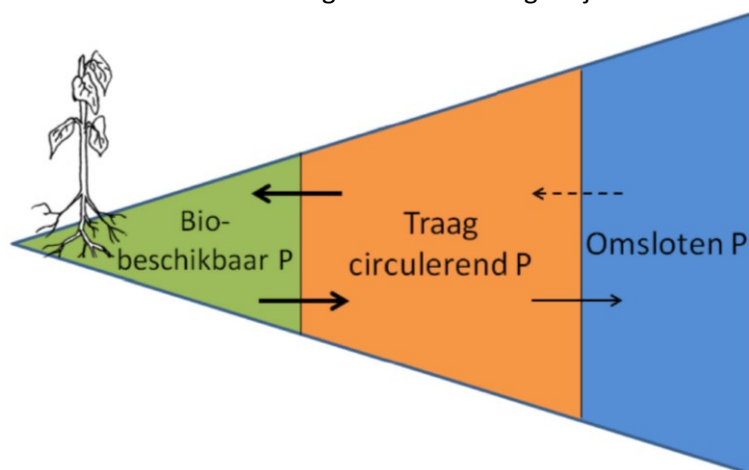
1.4.2 Fosfor in de bodem

Beschikbaarheid van fosfor in de bodem

In tegenstelling tot N accumuleert P zeer sterk in de bodem. Fosfor spoelt in de meeste bodems niet gemakkelijk uit en kan niet vervluchtigen, waardoor een jarenlange bemesting resulteert in een vaak extreem hoge voorraad aan P. Honderden tot zelfs duizenden jaren na stopzetting van het voormalige landbouwgebruik worden nog steeds verhoogde P concentraties in de bodem teruggevonden (Mclauchlan, 2007). Deze verhoogde P-concentraties in voormalige landbouwbodems worden door archeologen gebruikt om te lokaliseren welke sites in het verleden door mensen bezet werden (Mclauchlan, 2007).

Fosfor komt in de bodem voor in grofweg drie verschillende pools die verschillen in biobeschikbaarheid en met elkaar in evenwicht zijn (Figuur 8) (De Schrijver et al., 2013; Thomaes et al., 2012). Binnen een groeiseizoen kunnen planten slechts een klein deel van de totale bodem-P-voorraad opnemen.

1. De biobeschikbare of labiele P-pool is een vrij kleine pool die meestal maximaal 20% van de totale hoeveelheid P in de bodem omvat. Deze pool bestaat uit fosfaat (H_xPO_4) in de bodemoplossing, samen met anorganische en organische P die snel kan vrijgesteld of gedemineraliseerd worden uit de bodem. Fosfor in deze pool kan binnen één groeiseizoen worden opgenomen door planten. De biobeschikbare P-pool wordt hier gekwantificeerd door middel van de methode van Olsen en wordt dus ook Olsen-P (P_{ols}) genoemd.
2. De traag-circulerende of actieve P-pool bestaat uit anorganisch fosfaat geadsorbeerd aan calcium (Ca) of aluminium (Al) en ijzer (Fe), en organisch P. Deze pool staat in evenwicht met de biobeschikbare P-pool en wanneer de vegetatie P opneemt wordt deze terug aangevuld vanuit de traag-circulerende P-pool. De traag-circulerende pool staat voor fosfor die beschikbaar kan worden voor planten op de lange termijn. De traag-circulerende pool wordt bij chemische analyse bepaald door een extractie met oxalaat en wordt ook de Oxalaat-P (P_{ox}) genoemd.
3. De omsloten of gefixeerde P-pool blijft gedurende vele jaren in de bodem zonder beschikbaar te komen voor planten en heeft een geringe invloed op de plantengroei. Deze pool bestaat uit anorganische fracties die heel slecht oplosbaar zijn en organische fracties waarvan verondersteld wordt dat ze resistent zijn aan mineralisatie door micro-organismen in de bodem (De Schrijver et al., 2013). Een bodemanalyse van de totale hoeveelheid P omvat deze omsloten P-pool en kan daarom op zich niet veel vertellen over hoelang een verschralingstraject kan duren.

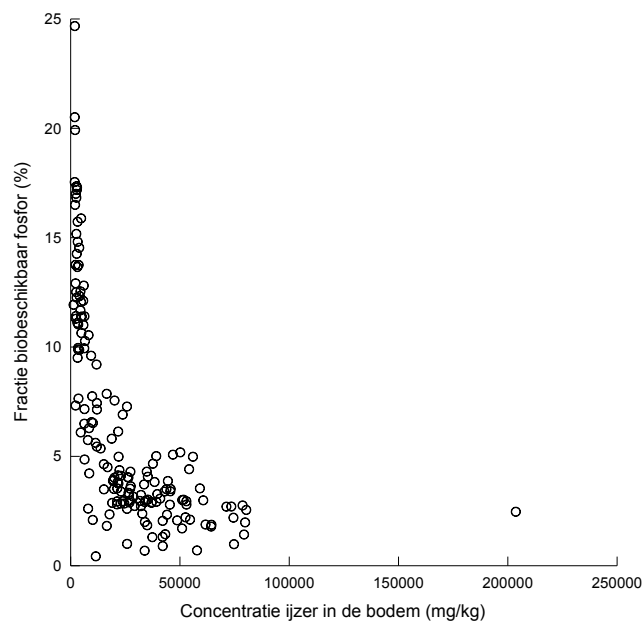


Figuur 8: De drie belangrijke P-pools in de bodem: de biobeschikbare pool kan gebruikt worden door planten binnen één groeiseizoen, de traag-circulerende pool kan beschikbaar worden voor planten op de lange termijn en van de omsloten pool wordt verondersteld dat deze geen/een geringe invloed heeft op plantengroei. Bron: De Schrijver et al. (2013b).

Invloed van bodemtype

De grootte van de totale P-pool die kan worden vastgehouden is sterk afhankelijk van de textuur van de bodem, en meer bepaald van de concentraties ijzer (Fe), aluminium (Al) en calcium (Ca). Deze kationen kunnen P binden. IJzerrijke bodems onder landbouwgebruik hebben bijvoorbeeld vaak significant hogere P-stocks dan ijzerarme bodems. De fosfor die gebonden wordt aan de kationen is niet biobeschikbaar, maar behoort tot de traag-circulerende fosforpool. Bodems met een hoger Fe-gehalte hebben daardoor een relatief lagere biobeschikbaarheid van P (verhouding biobeschikbaar t.o.v. totale P) (Figuur 9). Hetzelfde zou verwacht kunnen worden van kalkrijke bodems, maar uit de praktijk zijn hierrond weinig gegevens bekend. De lagere fractie biobeschikbaar P bij Fe- of Ca-rijke bodems is op zich gunstig voor herstel van soortenrijke graslanden. Maar als de biobeschikbare concentratie desondanks niet laag genoeg is, kan het door de hoge concentratie traag-circulerend P erg lang duren om de biobeschikbare P-concentratie te doen dalen.

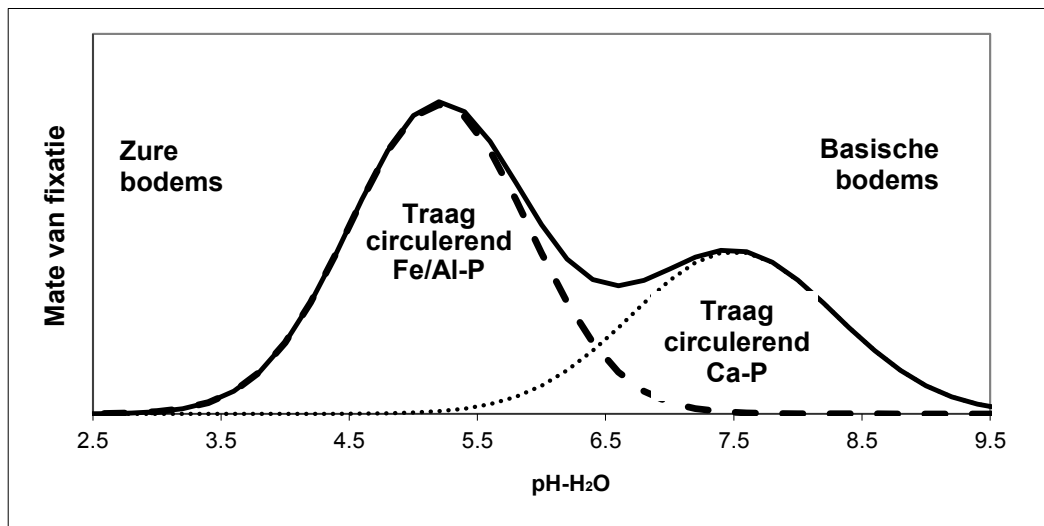
In het algemeen hebben zandbodems een lagere capaciteit tot binding van kationen, door hun lagere percentage klei en organisch materiaal en dus lagere concentraties Fe en Ca dan leem- en kleibodems. Hierdoor hebben zandbodems over het algemeen ook een lagere P-concentratie dan leem- en kleibodems en zijn ze gevoeliger voor P-verzadiging, waarbij de maximale hoeveelheid P opgenomen is door de bodem. Verder toevoegen van P resulteert in uitspoeling van P naar grondwater.



Figuur 9: In ijzerrijke bodems is een lagere fractie van de totale P-pool biobeschikbaar dan in ijzerarme bodems. Bron: Demey et al. (2015).

Invloed van zuurtegraad

De zuurtegraad van de bodem speelt eveneens een belangrijke rol in de verdeling van P over de verschillende fracties. In bodems met lage pH-H₂O waarden is P voornamelijk gebonden aan Al en Fe, terwijl in bodems met hoge pH-H₂O-waarden P voornamelijk gefixeerd is aan Ca (Figuur 10). Bij pH-H₂O-waarden lager dan 4.5 à 5 neemt de fixatie aan Fe en Al echter opnieuw af. Bodemverzuring kan dus aanleiding geven tot hogere biobeschikbaarheid van P. In de landbouwpraktijk wordt de bodem-pH doorsnee rond de pH-H₂O = 6 à 7 gehouden, omdat in dit pH-bereik de biobeschikbare fractie het hoogst is en nog geen risico bestaat tot vrijstelling van het toxische aluminium (zie De Schrijver et al., 2013b).



Figuur 10: Mate van fixatie van P in de bodem aan Fe, Al en Ca in relatie tot de bodemzuurtegraad (pH-H₂O). In bodems met lage pH is P sterk gebonden aan Fe en Al, terwijl in bodems met hogere pH P gebonden is aan Ca. Landbouwbodems worden meestal zodanig bekalkt dat de pH schommelt rond 6,5, waarbij de minste fixatie optreedt. Bij pH-waarden lager dan vijf (niet vaak voorkomen in landbouwbodems maar wel in natuurgebieden) neemt de mate van fixatie aan Al en Fe weer af. Bodemverzuring kan dus tot hogere biobeschikbare P-concentraties leiden. Bron: De Schrijver et al. (2013b).

Invloed van de grondwatertafel: interne eutrofiëring

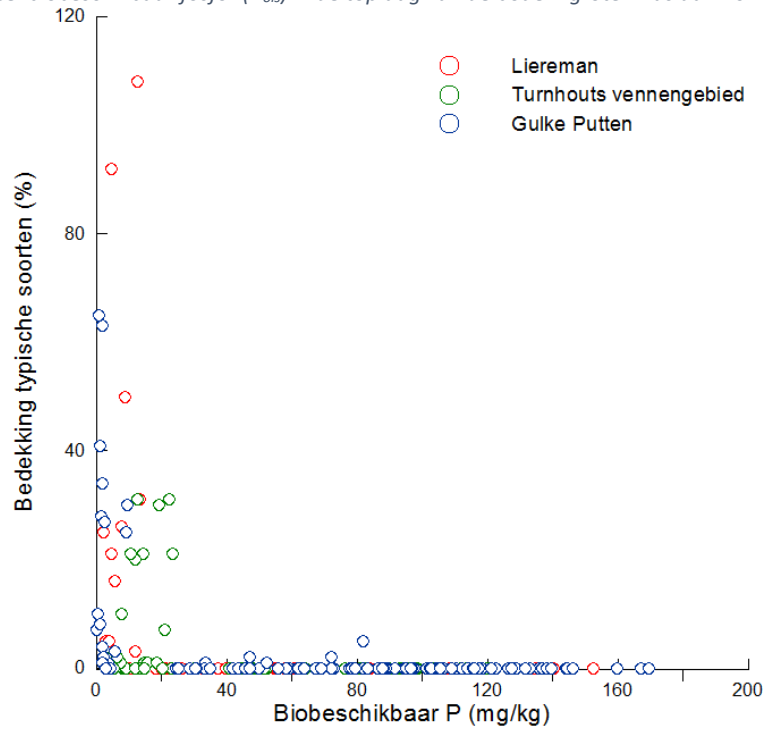
Met het oog op het herstel van waterafhankelijke habitats zoals nat heischraal grasland of dotterbloemgrasland is vernatting noodzakelijk. Vernatting kan echter ook leiden tot een toename van de biobeschikbare fosforfractie door zogenaamde interne eutrofiëring. Dit proces treedt vooral op als het aangevoerde grondwater arm is aan ijzer en/of calcium en een aanzienlijke fractie van de P in de bodem aan ijzer gebonden is. Bij vernatting vermindert de zuurstofconcentratie in de bodem, wat maakt dat een deel van het in de bodem aanwezige Fe reduceert van Fe³⁺ naar Fe²⁺. De binding tussen Fe²⁺ en P is echter veel minder sterk dan tussen Fe³⁺ en P (van Gerven et al., 2011). Dit maakt dat vernatting resulteert in een mobilisatie van P in de bodemoplossing en een toename van de biobeschikbare fractie van P. In droge doelvegetatietypes, zoals in de meeste percelen in het projectgebied, is het risico op interne eutrofiëring erg beperkt.

1.4.3 Impact van fosfor op soortenrijkdom

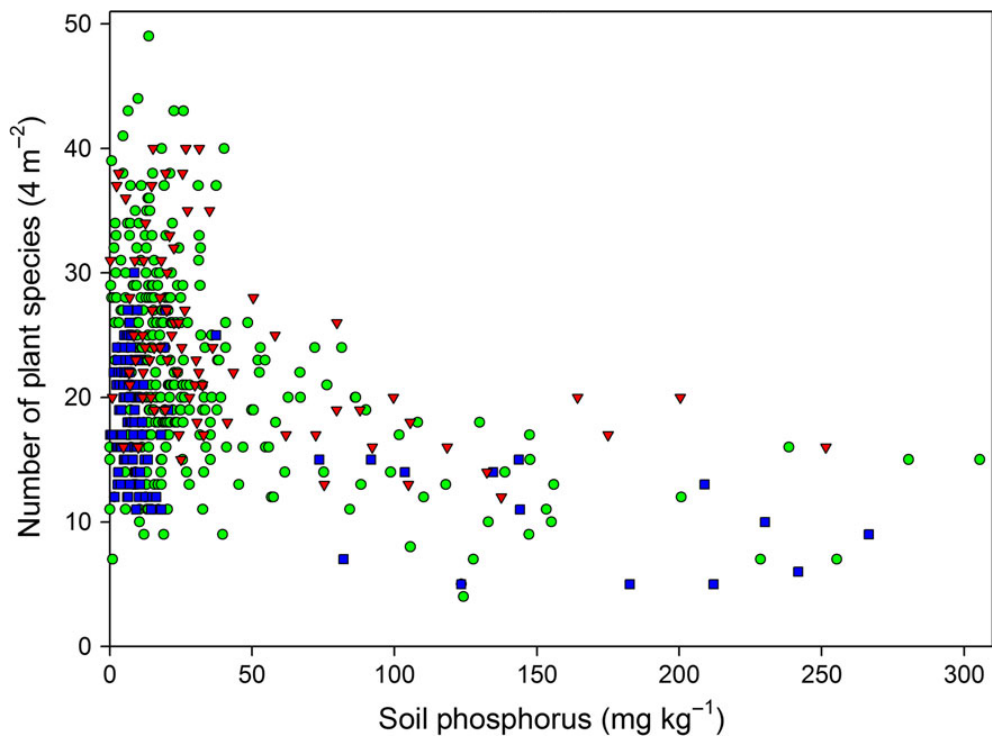
Zoals besproken in §1.2, neemt de plantensoortenrijkdom in een ecosysteem af bij een te hoge nutriëntenbeschikbaarheid door de dominantie van enkele competitieve soorten (Grime, 1973). Dat geldt zeker ook voor een hoge fosforbeschikbaarheid (Diekmann et al., 2014; Gilbert et al., 2009; Wassen et al., 2005). Ceulemans et al. (2014) bijvoorbeeld, vonden een sterk negatief verband tussen biobeschikbaar fosfor (P_{ols}) en het aantal plantensoorten in verschillende soortenrijke graslandtypes (Figuur 11).

Als we verder kijken dan soortenrijkdom en focussen op kensoorten van soortenrijke graslanden dan is de invloed van biobeschikbaar fosfor nog sterker. De Schrijver et al. (2013) vonden haast geen typische soorten van heischrale graslanden als het

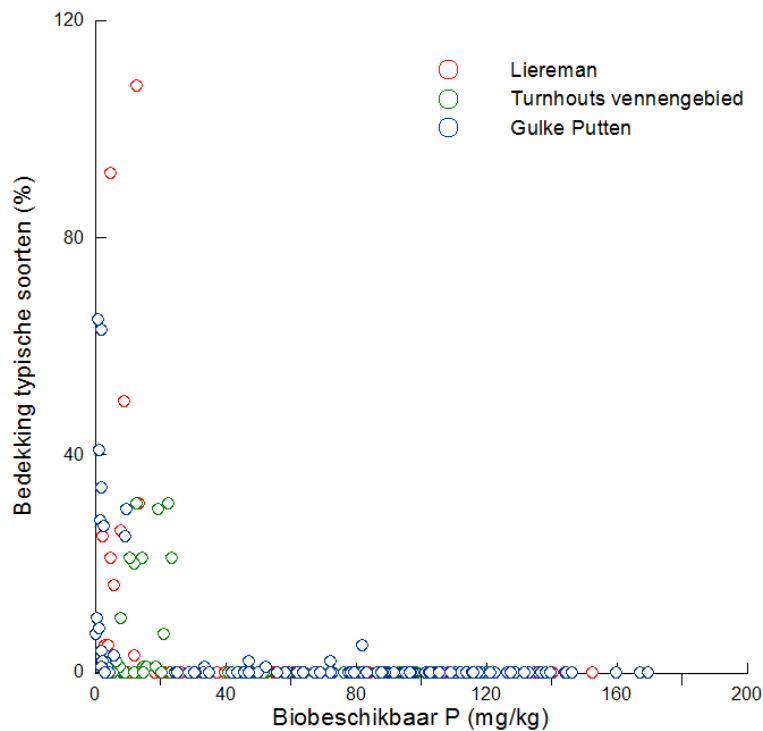
aandeel biobeschikbaar fosfor (P_{obs}) in de toplaag van de bodem groter was dan 20 mg/kg (



Figuur 12).



Figuur 11: Aantal plantensoorten per plot ten opzichte van biobeschikbaar fosfor (P_{obs}) voor drie verschillende habitattypes die ook de focus vormen van het LIFE-project Pays Mosan, kalkgraslanden (rode driehoeken), heischrale graslanden (groene cirkels) en glanshaverhooilanden (blauwe vierkanten). Bemerkt de sterke afname van soortenrijkdom bij een hoger niveau van fosfor. Bron: Ceulemans et al. (2014).

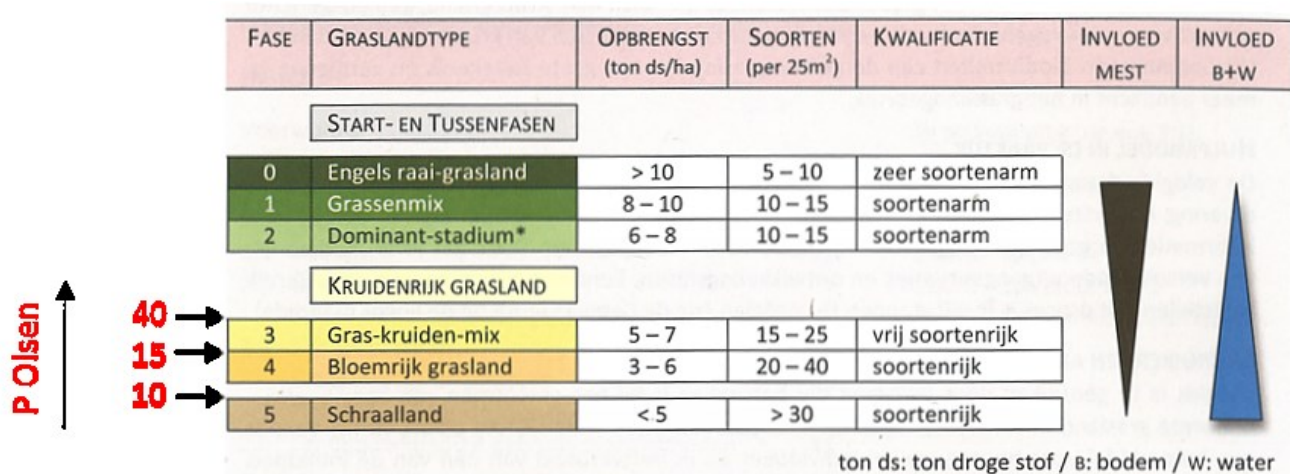


Figuur 12: Bedekking van karakteristieke soorten voor heischrale graslanden in functie van biobeschikbaar fosfor (P_{ols}) in drie Vlaamse natuurgebieden. Karakteristieke soorten zijn zo goed als afwezig als de concentratie van biobeschikbaar P in de bodem boven de 20 mg/kg stijgt. Bron: De Schrijver et al. (2013).

Het INBO is bezig met een standplaatsonderzoek waarin voor Europese habitattypen grenswaarden bepaald worden voor onder andere bodemvariabelen, waaronder P_{ols} (Raman et al., unpublished data). Ook ForNaLab heeft de voorbije jaren inspanningen geleverd om referentiegegevens te verzamelen. Zo werden in het kader van een bachelor thesis (Houtmeyers et al., 2013) referentiewaarden gezocht voor diverse habitattypes (zowel Natura 2000 als regionaal belangrijke biotopen). Studies, thesissen, wetenschappelijke artikels, ... werden uitgewerkt naar bodemgegevens van referentiesites. Er werden ook gegevens opgenomen van bestaande databanken uit Vlaanderen of Nederland: de Flawet-1.0 databank (Huybrechts et al., 2009), de SynBioSys databank (Hennekens et al., 2010), en de databank Terreincondities (Staatsbosbeheer). Uit studiewerk analoog aan deze opdracht (Demey et al., 2015, 2014; De Schrijver et al., 2013), masterthesissen (Tilley, 2013) werd eveneens heel wat eigen data verzameld.

Op basis van bovenstaande datasets stellen we enkele niveaus van biobeschikbaar fosfor voor langsheen een gradiënt van voedselrijkdom (Figuur 13). De goed ontwikkelde vegetatietypen vertonen steeds erg lage waarden. Zo ligt voor soortenrijke schrale graslanden de Olsen-P lager dan 10 mg/kg. Voor de goed ontwikkelde matig voedselrijke graslanden zoals glanshaverhooilanden vinden we doorgaans een Olsen-P lager dan 15 mg/kg. Relatief soortenrijke rompgemeenschappen van deze vegetatietypes (minder soortenrijk, geen associatie-kensoorten) hebben Olsen P-waarden tot ongeveer 40 mg/kg. Boven de 40 mg/kg kunnen we spreken van een sterke invloed van vermessing en vinden we soortenarme productieve vegetaties terug.

Samengevat kunnen we stellen dat we moeten streven naar een zo laag mogelijke Olsen-P (liefst onder de 15 mg/kg). Bij waarden boven de 40 mg/kg blijft de vegetatie soortenarm en productief, en bijgevolg niet interessant voor natuurontwikkeling. Maar het verlagen van biobeschikbaar fosfor is door het voorkomen van verschillende fracties in de bodem en door de grote persistentie in de bodem (zie §1.4.2) geen eenvoudige opgave.



Figuur 13: Schema van de ontwikkeling van kruidenrijk grasland. Overgenomen uit Schippers et al. (2012).

1.5 Stikstof en fosfor in soortenrijke graslanden

1.5.1 Impact op biodiversiteit

De soortenrijkdom van graslanden wordt negatief beïnvloed door hoge gehalten aan nutriënten, dit geldt zowel voor stikstof als voor fosfor (zie §1.3 en §1.4. Maar is het nu voornamelijk een hoog gehalte aan fosfor of aan stikstof dat het grootste probleem vormt? Om dat te onderzoeken wordt dikwijls naar onverstoord soortenrijke graslanden gekeken om te kijken of deze gelimiteerd worden door fosfor dan wel stikstof. Nutriëntenlimitatie wordt gekarakteriseerd door kritische grenswaarden van de nutriëntenconcentratie in de vegetatiebiomassa (Van De Riet et al., 2010) of door de verhouding van nutriëntenconcentraties (Güsewell, 2004; Mládková et al., 2015; Wassen et al., 2005). Typische grenswaarden zijn <14 mg N/g droge stof (dry matter; DM) en <0.7 mg P/g DM (Van De Riet et al., 2010). We spreken van co-limitatie van N en P als de N/P verhouding van de vegetatie tussen 10 en 20 (of tussen 13.5 en 16.5) ligt, bij een hoger gehalte N ten opzichte van P in het gewas is voornamelijk P-gelimiteerd, bij een lager gehalte eerder N-gelimiteerd (Mládková et al., 2015; M J Wassen et al., 2005).

Sommige auteurs stellen dat soortenrijkdom in graslanden gestuurd wordt door N-limitatie (Beltman et al., 2007; Venterink et al., 2001; van Oorschot et al., 1998). Van Duren en Pegtel (2000) screenen verschillende natte graslandgemeenschappen en toonden aan dat dotterbloemgraslanden en grote zeggenvegetaties op veenbodem gestuurd worden door N-limitatie en/of K-limitatie, en niet door P-limitatie. Dit wordt bevestigd door de studies van Koerselman en Verhoeven (1995) en Van De Riet et al. (2010). Verschillende auteurs die N-limitatie aantreffen benadrukken echter ook het belang van fosforbeschikbaarheid voor de soortenrijkdom en voor bedreigde plantensoorten. Herstel van fosforlimitatie zou meer kans hebben om de oorspronkelijke soortenrijkdom te verkrijgen, uiteraard indien andere factoren zoals dispersiemoeilijkheden geen beperkende rol spelen (Wassen et al., 2005).

Er zijn ook verschillende onderzoeken die wijzen op een nood aan P-limitatie voor een hoge soortenrijkdom (Gilbert et al., 2009; Gowing et al., 2002). Het sturen op limitatie van P blijkt cruciaal te zijn voor verschillende graslandtypes, zoals heischrale graslanden, glanshaverhooiland en kalkgrasland (Ceulemans et al., 2014; Fagan et al., 2008; Lucassen et al., 2008; Smolders et al., 2006; Wassen et al., 2005).

Ook co-limitatie van N en P (Ågren et al., 2012; Beltman et al., 2007; Elser et al., 2007; Harpole et al., 2011; Venterink et al., 2001) of N en K (Kemmers et al., 2001; Loeb et al., 2009; Venterink et al., 2001; Schaffers, 2002) wordt naar voor geschoven als belangrijk voor verschillende graslandtypes. Voor heischraal grasland,

blauwgrasland en heide is het aannemelijk te veronderstellen dat zowel N als P limiterend zijn (Blanke et al., 2012; Demey et al., 2013; Van Duren en Pegtel, 2000). Voor bijvoorbeeld pimpernel/weidekervelgraslanden is er in de literatuur uiteenlopende informatie te vinden m.b.t. de nutriëntenlimitatie die speelt. Kemmers et al. (2001) vonden dat in pimpernel/weidekervelgraslanden zowel N als K een beperkende factor voor de productiviteit van de vegetatie vormt. Ook Loeb et al. (2009) en Schaffers (2002) vonden voor kievitsbloemhooilanden N-limitatie, mogelijks ook een co-limiterend effect van K. Gowing et al. (2002) en Gilbert et al. (2009) geven dan weer aan dat pimpernel/weidekervelgraslanden gestuurd worden door limitatie van P. Ook voor kalkgraslanden werd er een co-limitatie van N en P gevonden die sterk gerelateerd was aan de hoge soortenrijkdom (Carroll et al., 2003; Niinemets en Kull, 2005).

Samenvattend wijzen verschillende onderzoeken voor verschillende graslandtypes op een nood aan N-limitatie, P-limitatie of PN-co-limitatie. Ook andere factoren kunnen de groei limiteren, zoals droogtestress en zo de soortenrijkdom beïnvloeden. Er is nog steeds nood aan bijkomend onderzoek naar de samenhang tussen verschillende limiterende factoren voor groei en hun effect op soortenrijkdom in verschillende graslandtypes onder verschillende omstandigheden. Het is wel duidelijk dat zowel een hoge P-concentratie als een hoge N-concentratie negatief kunnen zijn voor soortenrijkdom in graslanden. Voor een abiotisch herstel moet over het algemeen dus de beschikbaarheid van P en/of N verlaagd worden.

1.5.2 Impact op groei

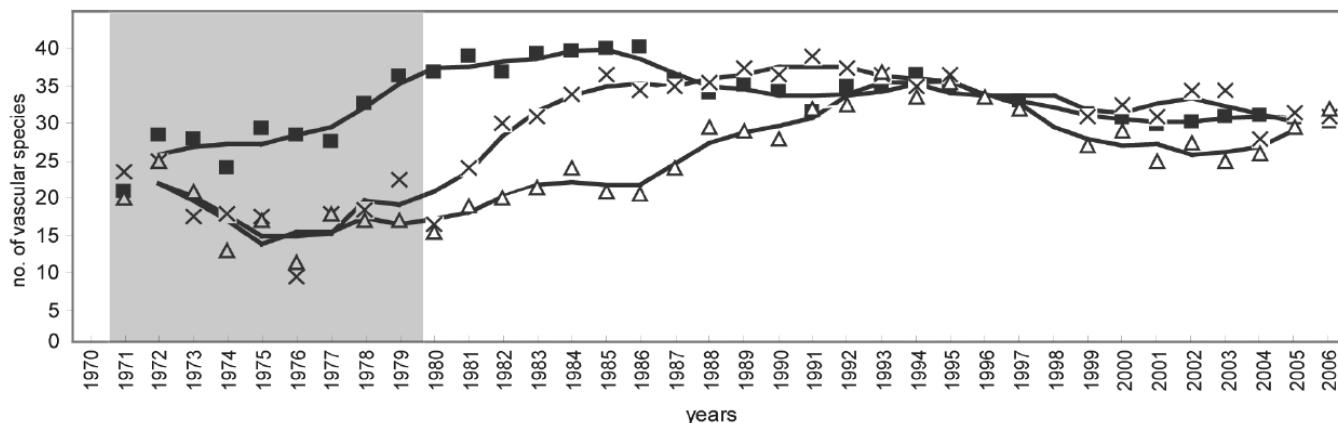
In functie van natuurherstel is het ook interessant om kennis te verwerven over welk nutriënt limiterend is voor de optimale groei van de vegetatie. Voor een optimale groei van een gewas is er een voldoende hoeveelheid kalium, stikstof en fosfor nodig (naast water en een kleinere hoeveelheid Ca, S en Mg en enkele sporenelementen)(Tilman, 1997). Zodra een van die drie hoofdelementen in mindere mate aanwezig is, zal er een verminderde groei waar te nemen zijn. In de gangbare landbouw wordt er zo veel mogelijk voor gezorgd dat zo'n schaarste niet optreedt en wordt er klassiek bemest met zogenaamde NPK-meststof. Om de voedingstoestand van een grasland op te volgen wordt ook door landbouwers gekeken naar de concentratie van de drie nutriënten in de vegetatie met behulp van grenswaarden (die een stuk hoger liggen voor het bepalen van groeilimitatie dan voor het bepalen een grenswaarde voor hoge soortenrijkdom). Bailey et al. (1997) spreekt van groeilimitatie wanneer de N-concentratie in de bovengrondse vegetatie lager is dan 20 mg N/g en de P-concentratie lager is dan 2.6 mg P/g. Een andere landbouwkundige methode om groeilimitatie uit te drukken is het berekenen van N-, P- en K-voedingsindices (NNI, PNI en KNI). Deze voedingsindices houden rekening met de concentratie van de verschillende voedingsstoffen in de plant, de onderlinge verhouding van die voedingsstoffen en de biomassa-productie (Duru & Ducrocq, 1997). Een index van 100 of meer wijst op luxeconsumptie en een index onder de 80 wijst op een tekort dat de groei negatief kan beïnvloeden (zie §2.3 en cf. Duru & Ducrocq (1997) en Ml'adkov' a et al. (2015)).

Bij verschralen van een grasland zal dus eerst groeilimitatie optreden omdat de concentratie van N, P of K onder de drempelwaarde voor optimale groei zakt. Het kan dan echter nog veel tijd en beheerinspanning vragen voor ook de drempelwaarde voor soortenrijkdom voor N en/of P bereikt wordt en het abiotisch herstel een feit is.

1.5.3 Herstel van soortenrijke graslanden na N- en P-bemesting

In tegenstelling tot N accumuleert P zeer sterk in de bodem (zie §1.3 en §1.4). Het probleem van een hoge P-concentratie in de bodem is dus veel persistenter dan het probleem van een hoge N-concentratie. Bij het stopzetten van de N-bemesting zal het herstel zich vrij spoedig inzetten. Dat blijkt ook uit onderzoek van Smits et al. (2008) waarin plots in kalkgrasland drie verschillende behandelingen kregen, een N-bemesting, een P-bemesting en geen bemesting. De plots die enkel een stikstofbemesting kregen herstelden na een

zevental jaar tot het niveau van soortenrijkdom van de onbemeste plots. Het herstel in de plots met P-bemesting liep een stuk trager en pas na ongeveer 15 jaar was de soortenrijkdom in deze plots terug vergelijkbaar met de onbemeste plots (Figuur 14). Bovendien blijkt uit een gedetailleerde analyse van de plantengemeenschappen in de plots dat de plots na P-bemesting ook na een kleine 30 jaar nog een duidelijk andere samenstelling hadden dan de plots die geen of enkel N-bemesting hadden ontvangen. Willems & Nieuwstadt (1996) vonden erg soortgelijke resultaten. Een spectaculaire studie door Dupouey et al. (2002) toonde zelfs aan dat bosvegetatie (en fosforvoorraad in de bodem) in fragmenten met een intensief landbouwgebruik in de Romeinse periode nog steeds verschilde van bosvegetatie in onverstoorde fragmenten.



Figuur 14: Evolutie van het aantal plantensoorten in plots in kalkgrasland die tussen 1970 en 1979 een verschillende behandeling ondergingen, een P-bemesting (driehoeken), een N-bemesting (kruisjes) en geen bemesting (vierkanten). Bron: Smits et al. (2008).

Voor het abiotisch herstel van graslanden is het verlagen van de P-gehalten in de bodem dus de grootste en eerste uitdaging. Hiervoor zijn verschillende beheermethoden voor handen (zie verder in §1.6). In een grasland dat gedurende verschillende jaren een bemesting met zowel N en P heeft gekregen zal bij overgang naar natuurbeheer met maaien de hoeveelheid N in de bodem vlug afnemen terwijl het P-gehalte slechts langzaam zal dalen door afvoeren van P met de vegetatie. Bovendien kan het lagere gehalte aan N in de bodem leiden tot een afname in de biomassa-productie (zie §1.5.2), terwijl het gehalte aan P nog hoog is en dus een gunstige vegetatieontwikkeling tegenhoudt (zie §1.4.3). Die afname in biomassa-productie zal ook resulteren in een afname van P-afvoer met de vegetatie en dus een trager abiotisch herstel. Een gerichte N-bemesting kan in dat geval mogelijks het abiotisch herstel versnellen door het verhogen van de biomassa-productie en dus de P-afvoer (techniek van uitmijnen, zie verder in §1.6.3).

Als het gehalte aan P in de bodem voldoende laag is, is een andere belangrijke voorwaarde dat het gehalte aan N laag genoeg is. Deze situatie wordt al bereikt in enkele jaren na het stopzetten van N-bemesting. Echter, de atmosferische N-depositie (zie §1.3) vormt een constante, lichte N-bemesting van graslanden. Voor een gunstige abiotische situatie moet de N-depositie lager zijn dan de KDW voor het betreffende habitattypen (zie §1.3).

Na het restaureren van de juiste abiotische condities voor een soortenrijk grasland kan het biotisch herstel van start gaan. In het meest gunstige geval loopt dit proces spontaan, maar het herstel loopt moeilijker als het perceel een langere geschiedenis van overbemesting heeft gekend, als het perceel meer geïsoleerd ligt van bronpercelen, etc. De verschillende factoren die een rol spelen bij het biotisch herstel (zaadbronnen, bodembiota, ...) vormen niet de focus van dit rapport, maar worden kort besproken in §.

1.6 Verschralingsmaatregelen

Wanneer van een sterk bemeste situatie wordt vertrokken zijn vaak ingrijpende maatregelen nodig om naar een nutriëntenarm systeem terug te keren. Via bv. het ontgronden van de bovenste bodemlaag is het mogelijk om op korte termijn de gewenste abiotische situatie te bereiken. Maaien met afvoer en uitmijnen kan dan weer gezien worden als een vorm van abiotisch herstel over langere termijn.

1.6.1 Maaien en afvoer van maaisel

Het maaien van graslanden wordt al honderden jaren uitgevoerd om het hooi te gebruiken als wintervoeding voor vee. Tegenwoordig wordt maaibeheer in de natuursector toegepast om bloem- en soortenrijke vegetaties te creëren en te behouden (Van Uytvanck & De Blust, 2012). Maaien en afvoeren in bestaande natuurgebieden voert nutriënten af, houdt de vegetatie open en zorgt zo voor een verhoogde soortenrijkdom in graslanden. Maaibeheer kan ook worden ingezet om abiotisch herstel te realiseren op voormalige landbouwgronden. Een bemest grasland dat meermaals gemaaid wordt, kan jaarlijks meer dan 15 ton biomassa produceren en zo nutriënten afvoeren met de vegetatie. De biomassaproductie zal bij omschakeling van landbouwbeheer naar verschralend maaibeheer reeds na enkele jaren afnemen door een limitatie door stikstof (N) (Smits et al., 2008) of kalium (K) (Oelmann et al., 2009). Deze kan zelfs snel terugvallen naar minder dan vijf ton biomassa per jaar zonder een verhoging in het aantal plantensoorten met zich mee te brengen (Berendse et al., 1992). Dit was ook zo bij een hoge maaifrequentie van vier keer per jaar (Pavlů et al., 2011). De vegetatiesamenstelling blijft dan vaak steken in een soortenarme, grasrijke vorm omdat deze N- of K-limitatie onvoldoende is om de competitieve grassen in hun groei te beperken. Een (co-) limitatie door P is noodzakelijk voor veel soortenrijke vegetatietypes (§1.5.1).

Fosfor is echter veel minder mobiel dan N en K en bijgevolg ook moeilijker uit het systeem te verwijderen. En als daarbovenop ook de afnemende biomassaproductie de P-afvoer vertraagt door N- of K-limitatie, kan het via maaien en afvoeren meer dan honderd jaar duren om voldoende P-arme omstandigheden te verkrijgen. Het is bijgevolg beter om een verschralend maaibeheer in te zetten op terreinen waar de gewenste bodem-P-condities bijna bereikt zijn (Smolders et al., 2008), zoals vanaf 25 mg P₀₁₅ kg⁻¹.

Naast de bijzonder lange tijdsduur om via maaibeheer abiotisch herstel te bewerkstelligen, hangt er ook een zekere kostprijs vast aan maaien, die varieert tussen 360 en 2150 euro ha⁻¹ j⁻¹ (Tabel 2). Deze kostprijs is afhankelijk van de terreinomstandigheden (helling, vochttrap) en van de verkoopwaarde van het hooi, die op zijn beurt grotendeels bepaald wordt door de kwaliteit van het maaisel. Bij hoogkwalitatief maaisel kan bij samenwerking met een landbouwer de netto kostprijs zelfs 0 zijn. De maaiselkwaliteit wordt mede beïnvloed door de frequentie van het maaien. Bij vier keer maaien is de verteerbaarheid veel hoger dan bij slechts twee keer maaien (Pavlů et al., 2011). Voor maaisel van een lagere kwaliteit kunnen de paarden- en schapensector interessante afzetmarkten zijn. Ook bij runderen zijn er nog wel afzetmogelijkheden, zeker bij laagproductieve rassen als Galloway. Drooggevallen en jonge koeien kunnen dit hooi als voeder gebruiken. Hooi van lagere kwaliteit kan ook zonder productieverliezen bijgemengd worden (tot 40 %) voor hoogproductief melkvee (Bruinenberg et al., 2006).

Tabel 2: Geschatte kostprijs van verschillende natuurontwikkelingsmaatregelen (na aftrek van geschatte opbrengsten). Gegevens uit Anonymous (2012), Oosterbaan et al. (2008) en Staatsbosbeheer (2016). Maatregelen die jaarlijks herhaald moeten worden, werden uitgedrukt in jaarlijkse kost.

Maatregel	Kostenrange (euro ha ⁻¹)
Ontgronden (30 cm)	15 000 – 300 000

Plaggen	5000 – 11 000
Maaien en afvoeren	360 – 2150 per jaar
Uitmijnen	540 per jaar
Chopperen	1346.76

1.6.2 Ontgronden

De laatste jaren wordt steeds vaker overgegaan tot ontgronden om een snelle verschraling te realiseren. Hierbij wordt de nutriëntenrijke bodemlaag tot soms wel meer dan 50 cm diepte afgevoerd. Ontgronden blijkt inderdaad een effectieve maatregel te zijn voor de afvoer van P gezien het tot een sterke afname van de bodemnutriëntenstock leidt (Frouz et al., 2009; Klooker et al., 1999; Verhagen et al., 2001). Het is echter belangrijk dat de diepte van ontgronden beslist wordt op basis van metingen, de ploegvoor verwijderen blijkt vaak onvoldoende gezien P in P-verzadigde bodems ook dieper verhoogde concentraties kan vertonen. Deze drastische ingreep heeft ook nadelen: het weghalen van de bovenste bodemlaag veroorzaakt ook de verwijdering van het merendeel van het bodemorganisch materiaal, wat betekent dat (een deel van) het zuurbufferend vermogen van de bodem vermindert (zie ook De Schrijver et al. (2012)). Verder wordt bij ontgronden (een deel van) de bodembiota en de zaadbank (Kardol et al., 2009; Kemmers et al., 2001; Oosterbaan et al., 2008) verwijderd. De zeer hoge kostprijs (Tabel 2) is eveneens een nadeel. Deze maatregel kan echter goedkoper worden uitgevoerd als bv. de grond gebruikt kan worden bij de aanleg van dijken of andere toepassingen (zo'n 15 000 à 25 000€/ha, (Oosterbaan et al., 2008)). Hierbij moeten we wel de nuance maken dat na ontgronden de vegetatie ook blijvend beheerd moet worden door maai-beheer. De kost die hiermee gepaard gaat is doorsnee wel lager dan maaien als abiotische herstelmaatregel met als doel de bodem te verschralen, omdat bij deze laatste maatregel meerdere maaisneden noodzakelijk zijn terwijl bij een onderhoudsbeheer de vegetatie meestal slechts één of maximaal tweemaal gemaaid wordt.

Het is echter niet in alle gevallen mogelijk om te ontgronden tot de gewenste diepte door het ontstaan van een 'badkuip' waarin het regenwater blijft staan. Ook de aanwezigheid van erfgoedwaarden kunnen conflicteren met deze maatregel. In de depressie van de Moervaart zorgt de aanwezigheid van paleogeulen er bijvoorbeeld voor dat in bepaalde zones ontgronden onmogelijk is (De Schrijver et al., 2013b). Daarenboven is het gewenste resultaat na ontgronden niet gegarandeerd gezien de herkolonisatie van doelplantensoorten vaak moeizaam verloopt zonder introductie (Allison en Ausden, 2004; Sival et al., 2009; Verhagen et al., 2004).

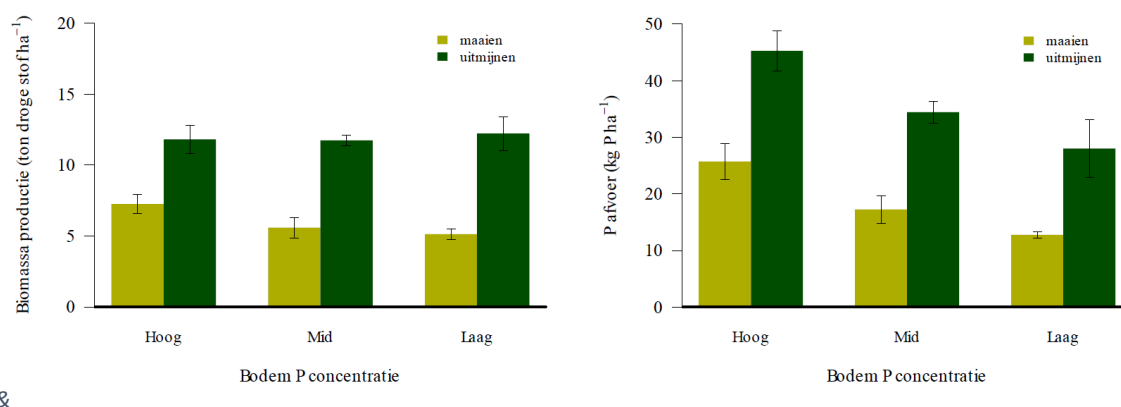
Met een oppervlakkige ontgroning, of plaggen, wordt bedoeld dat minder dan 10 cm van de toplaag afgevoerd wordt. Met deze maatregel wordt een deel van de nutriënten en een belangrijke hoeveelheid bodemorganisch materiaal verwijderd. Op landbouwbodems waarop kerende grondbewerkingen werden toegepast, zitten de verhoogde nutriëntenconcentraties echter minstens tot op 30 cm diepte. Hierdoor is plaggen meestal niet geschikt voor het herstel van de abiotiek op voormalige landbouwbodems.

1.6.3 Uitmijnen

Een alternatief voor ontgronden en maaien met afvoer is de techniek van P-uitmijning. Uitmijnen is een aangepaste landbouwmethode gericht op het afvoeren van P, als overgangsfase tussen landbouw en natuurbeheer. Uitmijnen wordt voorgesteld als een snellere verschralingstechniek dan maaien aangezien de nutriëntenlimitaties worden opgeheven door selectieve bemesting met andere nutriënten (N en K) dan P (Chardon, 2008; Crawley et al., 2005; Marrs, 1993; Perring et al., 2009). De hoeveelheid N en K die wordt

toegevoegd is afhankelijk van de bodemvruchtbaarheid en het bodemtype. Hierbij dient ook de pH boven de 5,5 worden gehouden om maximale opname van P mogelijk te maken, op zuurdere bodems kan dit bv. met behulp van bekalking.

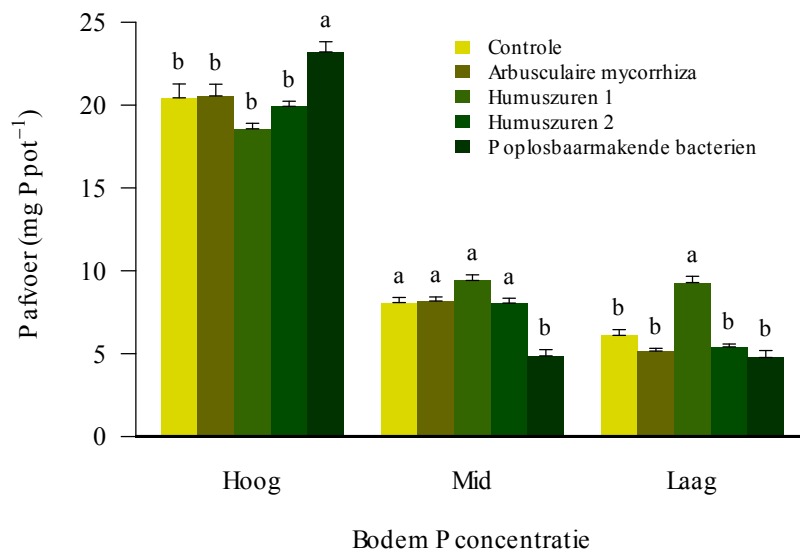
De eerste veld- en potexperimenten van P-uitmijnen met grassen bij verschillende bodem-P-niveaus tonen aan dat uitmijnen inderdaad de afvoer van P kan versnellen. Wel blijkt dat de efficiëntie van het uitmijnen zal dalen bij afname van de bodem-P-concentratie en dus in de loop van het verschrallingsproces (Figuur 15 en Figuur 16, Schelfhout et al., 2015). Het onmiddellijk opneembare P in de bodemoplossing kan via uitmijnen op korte termijn sterk dalen (van Eekeren et al., 2007), maar over de langetermijneffecten van uitmijnen is nog niet veel geweten (Herr et al., 2011). De meer gefixeerde bodem-P-fracties (zie ook De Schrijver et al., (2013a)) blijven vaak hoog en kunnen met vertraging P aanleveren (Koopmans et al., 2004), waardoor P-arme bodemcondities niet snel gehaald kunnen worden. Hierdoor zal een verschralling van een P-rijke tot een P-arme bodem met uitmijnen soms toch nog decennia kunnen duren, afhankelijk van de uitgangssituatie en het natuurdoeltype. Uitmijnen zal bijgevolg een methode zijn die slechts in sommige situaties aangeraden is. Ook maakt deze bevinding duidelijk dat uitmijnen tot aan de doel-P-concentratie af te raden is. Gezien de vertraging in het uitmijnproces is er in de latere fase van het uitmijnbeheer een geringe meerwaarde ten opzichte van maaien en afvoeren zonder bemesting. Dan kan ook best overgeschakeld op maaien en afvoeren waarbij, door stopzetten van de N-bemesting, ook met het biotisch herstel kan gestart worden. Ook over de kostprijs van uitmijnen is er nog onzekerheid. Zolang een landbouwkundig waardevol product geteeld kan worden, is de kostenbalans mogelijks neutraal of zelfs positief. Het is echter nog onbekend of de voederkwaliteit optimaal blijft bij lage bodem-P-concentraties.



&

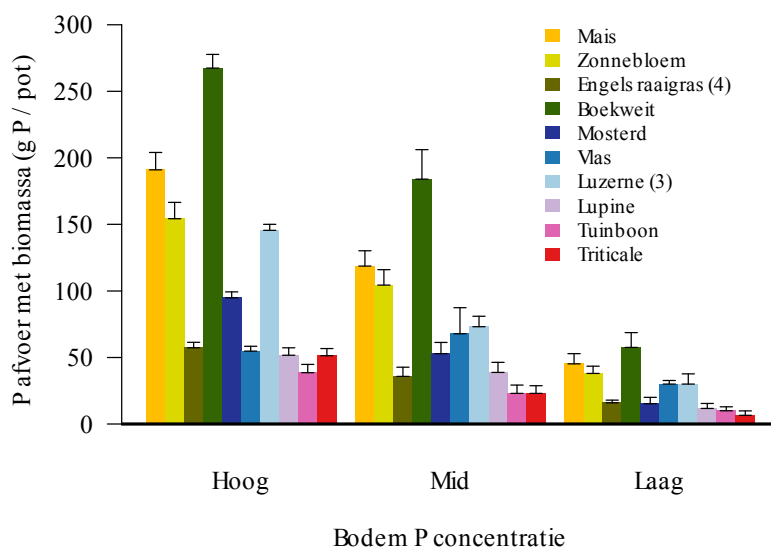
Figuur 15: Biomassaproductie en P-afvoer in het derde jaar (2013) na de start van de veldproef in natuurgebied Landschap de Liereman (Natuurpunt vzw) op drie verschillende bodem-P-niveaus: Hoog is 110 mg P_{Ols} kg⁻¹, Mid is 70 mg P_{Ols} kg⁻¹ en Laag is 30 mg P_{Ols} kg⁻¹. Uitmijnen van P door bemesting met N en K wordt vergeleken met maaien en afvoeren zonder bemesting. De biomassaproductie en P-afvoer zijn veel lager bij verschrallend maaien. Het valt op dat ondanks de gelijke biomassa-productie op de drie percelen er toch een groot verschil in P-afvoer bestaat. Uitmijnen vertraagt dus met de tijd. Bron: Schelfhout et al. (ongepubliceerde data).

Verschralling via uitmijnen blijkt dus, zeker bij hoge bodem-P, bijna dubbel zo snel te gaan als maaien en afvoeren zonder bemesting (Figuur 15), dit effect blijkt ook in de opvolgende jaren van de veldproef nog sterker aanwezig te blijven (ongepubliceerde resultaten). Voor veel voormalige landbouwpercelen met hoge initiële fosforconcentratie is de benodigde tijdsduur nog steeds erg lang. Daarom wordt gezocht naar manieren om de techniek van P-uitmijning te verbeteren. In experimenten werd geprobeerd om de vertraagde nalevering van bodem-P uit de traag circulerende P pool te versnellen via bodemaddities zoals humuszuren, arbusculaire mycorrhiza en fosfor oplosbaar makende bacteriën, zonder veel resultaat (Figuur 16, Schelfhout et al., 2015).



Figuur 16: Gecumuleerde P-afvoer van vier maibeurten uit een potproef van 123 dagen waarbij uitmijnen van P met Engels raaigras bij verschillende bodem-P-niveaus werd getest. De bodem-P-niveaus zijn dezelfde als in Figuur 15. In tegenstelling tot die veldproef was de biomassa productie niet dezelfde voor de drie bodem-P-niveaus: de productie was ten opzichte van Hoog 23% en 36% lager bij resp. Mid en Laag. De verschillende balkjes staan voor verschillende behandelingen waarmee getracht werd om meer P af te voeren met het gras. De behandelingen gaven geen noemenswaardige verbeteringen ten opzichte van de controle. (Bron: Schelfhout et al. 2015)

Een andere denkpiste is om gebruik te maken van andere gewassen die het uitmijnen kunnen versnellen omwille van hun specifieke mechanismen om P uit de meer gefixeerde P-fracties te onttrekken (Sharma et al., 2007; Turner, 2008). Zo is het mogelijk interessant om een P-vrijmakend gewas in rotatie te gebruiken met een hoogproductief gewas (Teboh en Franzen, 2011). Uit een eerste potproef bij verschillende bodem-P-niveaus bleek dat boekweit en luzerne interessante uitmijngewassen zijn (Figuur 17). Bij een hoge P-voorraad in de bodem konden deze gewassen binnen de potproef drie (Luzerne) tot vijf (Boekweit) keer meer P afvoeren dan Engels raaigras. Deze resultaten worden uitgetest in een gewasrotatie op recent verworven percelen van *Landschap De Liereman* (Natuurpunt).



Figuur 17: Uitmijnen met tien verschillende gewassen in een potproef met drie verschillende bodem-P-niveaus. De bodems werden optimaal bemest met alle nutriënten, behalve P. Tussen haakjes staat het aantal oogsten vermeld als dit meer dan een keer was. Uit deze gegevens blijkt dat de P-afvoer afhankelijk is van het bodem-P-niveau en van het gebruikte gewas (Schelfhout et al., 2014).

Het inzetten van P-uitmijnen als abiotische herstelmaatregel moet doordacht gebeuren. Deze techniek is eerst en vooral een landbouwtechniek gericht op een zo hoog mogelijke P-afvoer om de abiotische

omstandigheden te herstellen voordat overgegaan wordt naar een biotisch herstel. Beheerders en ook recreanten kunnen het moeilijk hebben met het verder zetten van een landbouwmethode op een pas verworven perceel door de natuursector. Zo kan bv. het opbrengen van stikstof op tegenstand stuiten, ondanks de verhoogde P-afvoer. Zeker als gekozen wordt voor andere gewassen met een hogere P-afvoer, zoals mais. Andere factoren dan een snelle P-afvoer kunnen bepalend zijn voor de gewaskeuze. Het gebruik van graangewassen, boekweit, luzerne en grasklaver kan beter in het volledige plaatje van natuurherstel passen door hun bijkomende waarde voor bv. akkervogels en insecten. Ook is het voor de bodembiota nadelig om grondbewerkingen uit te voeren op een reeds lang gevestigd grasland zodat gewassen zouden kunnen worden ingezaaid (Roger-Estrade et al., 2010). Uitmijnen met de bestaande vegetatie lijkt in dat geval een beter geschikte piste.

1.6.4 Chopperen

Een laatste maatregel is het oppervlakkig verwijderen van vegetatie en het bovenste laagje van de bodem. Het doel van het strippen van de vegetatie is het doorbreken van de gesloten grasmat en wortelmat, die dichte grasmat kan de kiemingsmogelijkheden van doelsoorten ernstig remmen. Zelfs op percelen met een gunstige abiotiek (lage biobeschikbare fosforvoorraad) kan een dergelijke gesloten grasmat er op die manier voor zorgen dat de soortenrijkdom lange tijd laag blijft. Eens de gras- en wortelzode doorbroken is kunnen kruidachtige planten zich vestigen.

Het strippen van de vegetatie kan bijvoorbeeld met behulp van een zware klepelmachine die de zode afslaat en met een opraapbak afvoert, een techniek die chopperen wordt genoemd (Figuur 18). Chopperen is een methode die zich situeert tussen maaien en plaggen en kan beschouwd worden als een diepe vorm van maaien of een ondiepe manier van plaggen (Gybels et al., 2012; Wallis de Vries et al., 2014). De voorbije 5 jaar nam het gebruik van deze methode sterk toe in het heidebeheer (Gybels et al., 2012). Het is een minder ingrijpende en goedkopere maatregel dan plaggen, omdat de bodem veel minder diep verstoord en afgevoerd wordt (Niemeyer et al., 2007). Toch levert chopperen volgens beheerders van Natuurpunt in een werkgang een minder vergraste heide op door actieve verjonging van de heidevegetatie (Fartmann et al., 2015). Door het succes in heideherstel worden steeds betere choppermachines gebouwd die ook in graslandherstel zouden kunnen ingezet worden. De zode in graslanden is wel een stuk dikker dan in heidegebieden, dus mogelijk zullen verschillende werkgangen nodig zijn om een goed resultaat te bekomen.



Figuur 18: Zware choppermachine aan het werk in heideherstel. Bron: ecopedia, 2017.

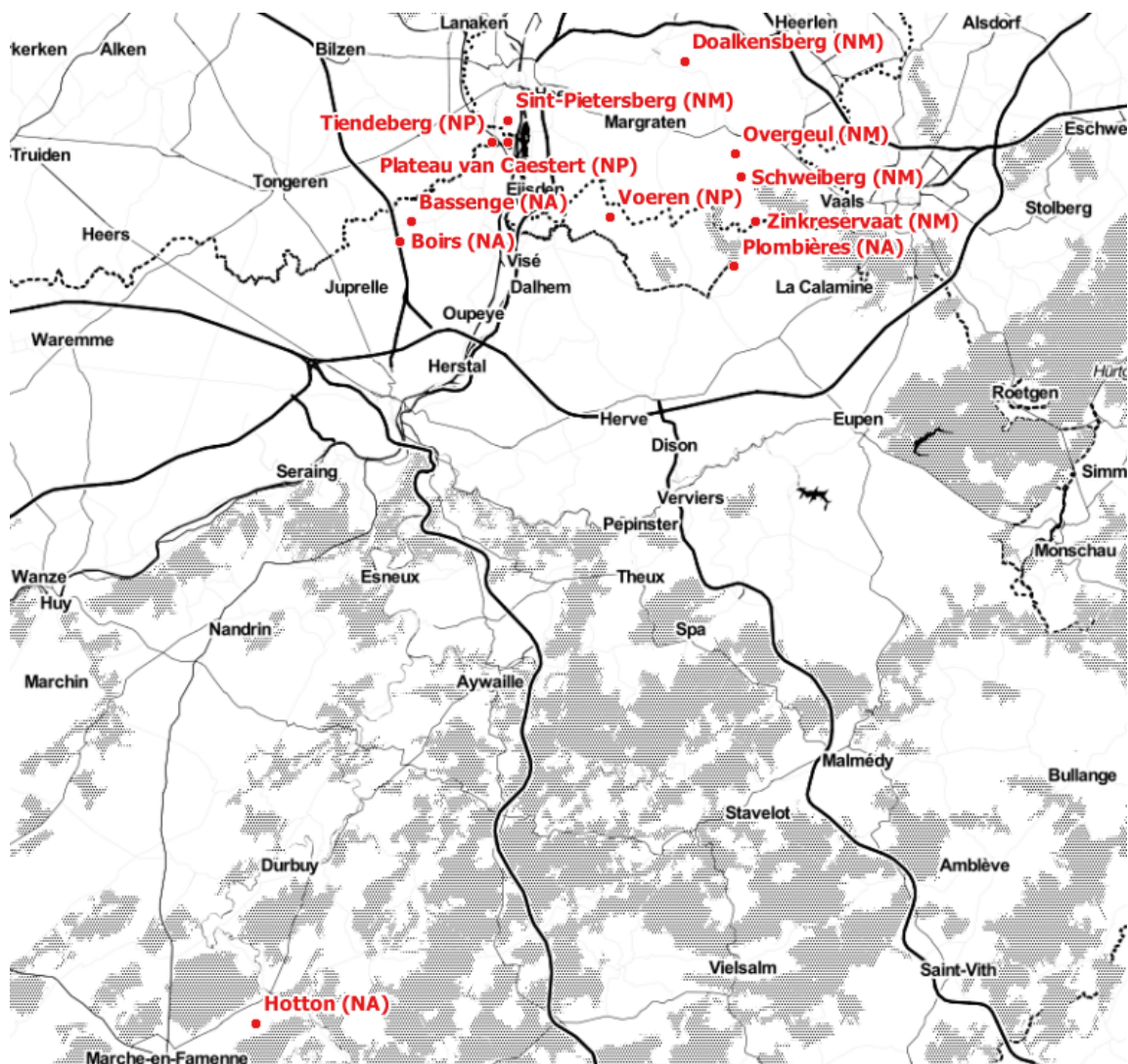
Chopperen van graslanden zal weinig effect hebben op de fosforvoorraad, die grotendeels gebonden zit aan bodemdeeltjes tot op diepere bodemlagen. De P-afvoer is dus maar iets groter dan bij een intensieve maaibeurt. Chopperen is wel erg efficiënt voor het afvoeren van stikstof (meestal gebonden aan organisch materiaal in de graszode) (Niemeyer et al., 2007) en zal dus vooral ook de biotische ontwikkelingskansen van kruidachtige graslandsoorten vermeerderen door de dominantie van de grasmat te doorbreken.

2 Methode

2.1 Perceelselectie

Voor het onderzoek naar de potenties om soortenrijke graslanden te herstellen werden percelen bemonsterd in beheer door Natuurpunt (in Vlaanderen), door Natagora (in Wallonië) en door Natuurmonumenten (in Nederland). In totaal werden twaalf deelgebieden bemonsterd (Kaart 1). Per deelgebied werden verschillende graslandpercelen bemonsterd. De meeste percelen die bemonsterd werden zijn voormalige landbouwpercelen die nu nog niet de doelvegetatie hebben. Er werden daarnaast ter vergelijking ook enkele referentiepercelen bemonsterd die wel al de gewenste vegetatiesamenstelling vertonen.

Per perceel werd in overleg met de beheerder gekeken of een opdeling nodig was in homogenere subpercelen. Deze indeling gebeurde voornamelijk op basis van verschillen in de huidige vegetatie, vaak volgens een gradiënt in reliëf. De subpercelen werden niet te klein gekozen en kleinere percelen werden niet opgesplitst om resultaten te bekomen die relevant zijn voor het abiotisch herstel, dat ook op (sub)perceelniveau zal gebeuren. In totaal werd 115.8 hectare bemonsterd in 193 (sub)percelen, de gemiddelde oppervlakte van een (sub)perceel was dus 0.60 hectare.



Kaart 1: Overzichtskaart van de bemonsterde deelgebieden van het LIFE Pays Mosan project. Het centrum van de verschillende deelgebieden wordt aangeduid in het rood met de naam die in het rapport gebruikt wordt; de beheerder staat telkens tussen haakjes vermeld; NA = Natagora, NM = Natuurmonumenten, NP = Natuurpunt.

2.2 Bodemstalen

2.2.1 Staalname

In elk subperceel werden drie tot zes bodemstalen (afhankelijk van de grootte van het subperceel) genomen tot een diepte van 30 cm. Elk bodemstaal werd opgesplitst in een toplaag (0-15 cm) en een onderlaag (15-30 cm). De bodemstalen van elke laag werden per subperceel gemengd. Zo werden per subperceel twee mengstalen bekomen voor chemische analyse, een van de toplaag en een van de onderlaag. Het gebruik van een mengstaal zorgt ervoor dat de ruimtelijke variatie binnen een subperceel uitgemiddeld wordt en dat de resultaten geïnterpreteerd kunnen worden op sub-perceelniveau, relevant voor beheermaatregelen. Enkel de bovenste 30 cm van de bodem werd bemonsterd omdat de invloed van bemesting (zeker voor bodems waar P weinig mobiel is) vooral merkbaar is in de lagenbovenste laag van het bodemprofiel. In het geval van ploegen worden meststoffen, en ook P, doorheen de bovenste 25 tot 30 cm bodemlaag vermengd. De bemonsterde bodems waren echter vaak stenig en dus moeilijk te ploegen, waardoor het weinig aannemelijk is dat in diepere bodemlagen de P-concentraties nog verhoogd zijn. Gezien de lage grondwatertafel is de kans bovendien erg beperkt dat P nageleverd wordt uit diepere bodemlagen (interne eutrofiëring, §1.4.2). Door deze specifieke bodemtoestand kan het voor sommige percelen allicht zelfs volstaan om de bovenste 20 cm te beschouwen als de streefzone waarvoor fosfor moet verlaagd worden (zie §3.2.3).

De bodems in het studiegebied zijn volgens de bodemkaart overwegend droog met lemige textuur, wat bevestigd werd op het terrein. De meeste bodemstalen werden genomen in het najaar van 2015 en in de daaropvolgende winter.

2.2.2 Chemische analyse

De stalen werden gedroogd onder geforceerde ventilatie bij 40°C, gehomogeniseerd, vermalen en gezeefd over een 1 mm zeef. Het totale gehalte aan P (P_{tot}), Fe en Ca werd bepaald na totale destructie van de bodem in HClO_4 , HNO_3 en H_2SO_4 in teflonpotten bij 140°C. Het totale gehalte aan zwavel (S), stikstof (N) en koolstof (C) werd bepaald via CNS-elementanalyse. Het binnen het groeiseizoen beschikbaar gehalte aan P werd bepaald na extractie van de bodem in NaHCO_3 (methode van Olsen, P_{ols}). Het traag-circulerend P werd bepaald na extractie in een ammoniumoxalaat-oxaalzuuroplossing (P_{ox}). De zuurtegraad van de bodem werd gemeten via bepaling van de actuele zuurtegraad (pH- H_2O).

Alle chemische analyses werden uitgevoerd in het chemisch laboratorium van het Labo voor Bos & Natuur. Dit labo werkt volgens een strikt kwaliteitssysteem. Van elke analytische techniek werd een Standaard Operatie Procedure (SOP) opgesteld, opgemaakt volgens Nederlandse (NEN) en Internationale (ISO) normen. Bij elke reeks stalen werden ter kwaliteitscontrole BCR, LCS en QC-stalen meegenomen en bijgehouden op controlekaarten. De analytische technieken werden gevalideerd. Het chemisch labo stelt twee laboranten te werk opgeleid op bachelor-niveau (A1).

2.3 Vegetatiestalen

2.3.1 Staalname

In een veertigtal van de subpercelen werd de vegetatie bemonsterd vlak voor de eerste maaibeurt (staalname begin mei) en de tweede maaibeurt (staalname eind augustus). Voor de staalname werden subpercelen geselecteerd met verschillende bodemkarakteristieken: van lage tot hoge gehalten P_{ols} en zowel

zuurdere als kalkrijke percelen. Door het bemonsteren van de vegetatie op percelen met uiteenlopende bodems kunnen makkelijk lessen getrokken worden voor andere percelen. Zie Tabel 8 en Tabel 9 voor een overzicht van de percelen die bemonsterd werden voor de eerste en tweede maaibeurt respectievelijk.

Per subperceel werd op drie verschillende plaatsen de vegetatie geoogst met behulp van een handmaaier binnen een vierkant kader met zijde van 0,5 m. Per staal werd het drooggewicht bepaald en daarna werden de stalen per subperceel samengevoegd voor de chemische analyse.

2.3.2 Chemische analyse

De stalen werden gedroogd onder geforceerde ventilatie bij 65°C, gehomogeniseerd en vermalen in een slagmolen. Het totale gehalte aan P en K werd bepaald na totale destructie van het bladstaal in HClO₄, HNO₃ en H₂SO₄ in teflonpotten bij 140°C. De P-concentratie werd colorimetrisch bepaald met behulp van de malachietgroenprocedure, de K-concentratie werd bepaald door atomische absorptie spectrofotometrie (AA240FS, Fast Sequential AAS). Het totale gehalte aan stikstof (N) (en zwavel (S) en koolstof (C)) werd bepaald door verbranding op 1150°C met behulp van een elemental analyzer (Vario MACRO cube CNS, elementar, Hanau, Germany).

Alle chemische analyses werden uitgevoerd in het chemisch laboratorium van het Labo voor Bos & Natuur (zie §2.2.2 voor info ivm het gehanteerde kwaliteitssysteem).

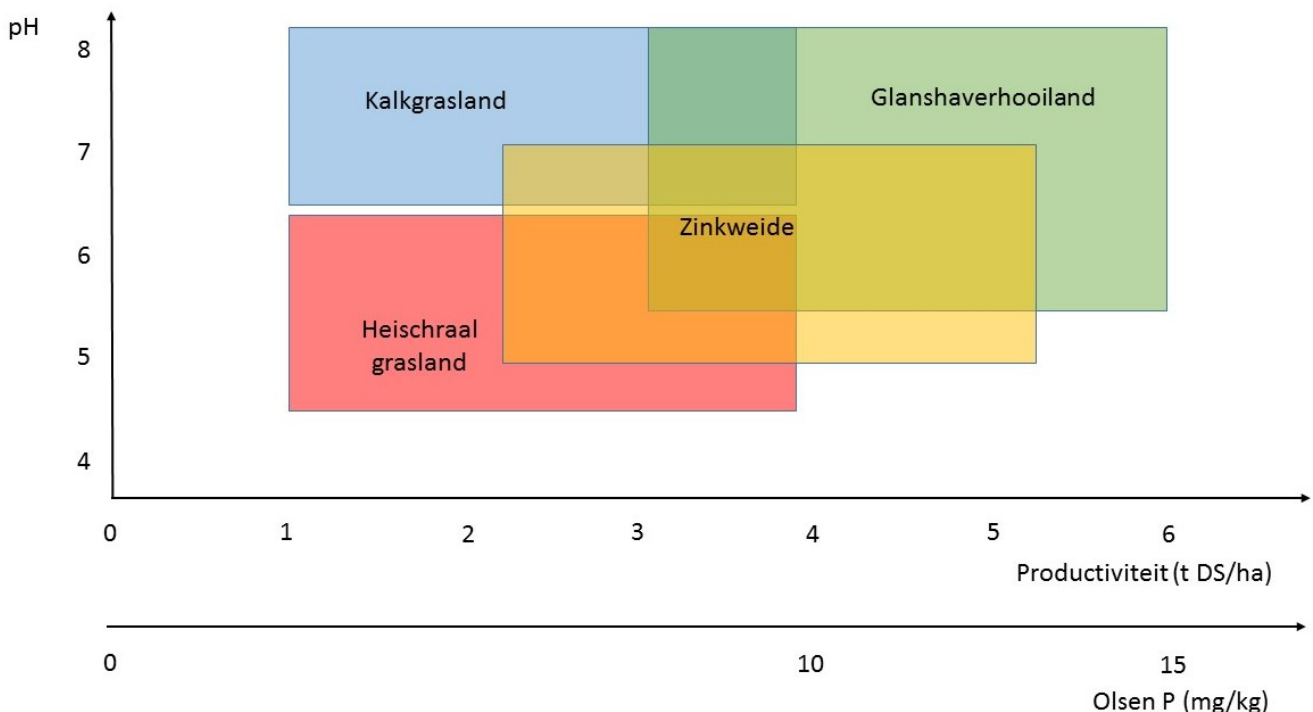
2.4 Dataverwerking

De dataverkenning gebeurde visueel met behulp van microsoft excel. De data-analyse en het maken van de figuren gebeurde in R (R-Team, 2013). Voor de data-analyse werden lineaire modellen gefit en het uitzetten van de relaties in plots gebeurde met behulp van het ggplot2 package. Het uitrekenen van de scenario's voor uitmijnen gebeurde aan de hand van de vergelijkingen die bepaald werden in R in het bodem- en vegetatieonderzoek. De verschillende scenario's voor abiotisch herstel (uitmijnen en maaien) werden gemodelleerd in R. Alle kaarten werden gemaakt met behulp van Quantum GIS (Q GIS development Team, 2015).

3 Potentie van uitmijnen voor het herstel van kalkgraslanden

3.1 Referentiewaarden voor soortenrijke graslanden

Een belangrijke vraag bij abiotisch herstel is tot op welk niveau voedingsstoffen (en voornamelijk P) moeten afgevoerd worden voor het herstel van verschillende soortenrijke graslandtypes. Het voorkomen van een bepaald graslandtype wordt bepaald door de combinatie van enkele abiotische parameters zoals vochtgehalte, bodemtype, zuurtegraad en voedselrijkdom. Op droge leembodems (zoals in het studiegebied) zullen voornamelijk voedselrijkdom en zuurtegraad de sturende variabelen zijn. Voor de verschillende soortenrijke graslandtypes die in het kader van het project hersteld moeten worden zijn in de literatuur enkele typische kenwaarden te vinden voor zuurtegraad (pH) en voedselrijkdom (productiviteit of Olsen P). Verschillende bronnen geven soms licht afwijkende waarden voor het bereik van zuurtegraad en productiviteit (Adams et al., 2011; Demey et al., 2015; Hennekens et al., 2010 en verschillende bronnen vergeleken in Houtmeyers et al., 2013). Globaal is de tendens echter duidelijk: heischrale en kalkgraslanden komen voor bij een lage voedselrijkdom (Olsen P < 10-12 mg/kg) dan glanshaverhooiland (Olsen P tussen 10 en 15-20 mg/kg), waarbij kalkgrasland een hogere pH heeft dan heischraal grasland. Figuur 19 toont het voorkomen van de verschillende soortenrijke graslandtypes langsheen gradiënten van zuurtegraad en voedselrijkdom volgens SynBioSys (Hennekens et al., 2010). Belangrijk om te vermelden is dat deze graslanden ook enkel onder soortenrijke vorm zullen voorkomen als de stikstofdepositie niet hoger is dan de kritische depositiewaarde (zie eerder in Tabel 1).

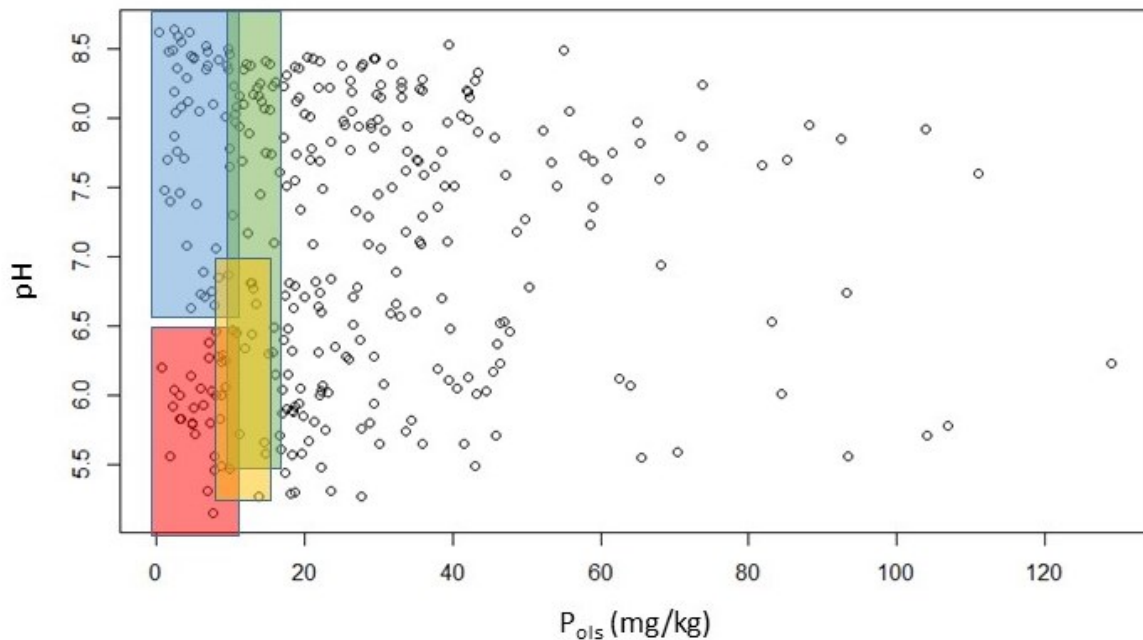


Figuur 19: Voorkomen van de soortenrijke graslandtypes volgens de abiotische variabelen zuurtegraad (pH) en voedselrijkdom (productiviteit of concentratie Olsen P in de bodem). Zinkweiden overlappen met de drie andere soortenrijke graslandtypes, maar komen enkel voor bij een zinkconcentratie in de bodem hoger dan 2600 mg/kg en bij Zn/ca verhouding hoger dan 2 (g/g). Bron: (Adams et al., 2011; Demey et al., 2015; Hennekens et al., 2010; Houtmeyers et al., 2013; Schippers et al., 2012; Tilley, 2013)

3.2 Fosfor in de bodemstalen van het LIFE-project

3.2.1 Algemene verkenning

Voor een algemene verkenning van de abiotische toestand in de projectgebieden werd voor alle bodemstalen uit de bemonsterde percelen de zuurtegraad uitgezet ten opzichte van de P_{ols} (Figuur 20). De meeste hadden een P_{ols} hoger dan 15 mg/kg. Zoals in de inleiding uitgebreid besproken moet voor het abiotisch herstel van soortenrijke graslanden de bodem in deze graslanden dus verschaald worden.

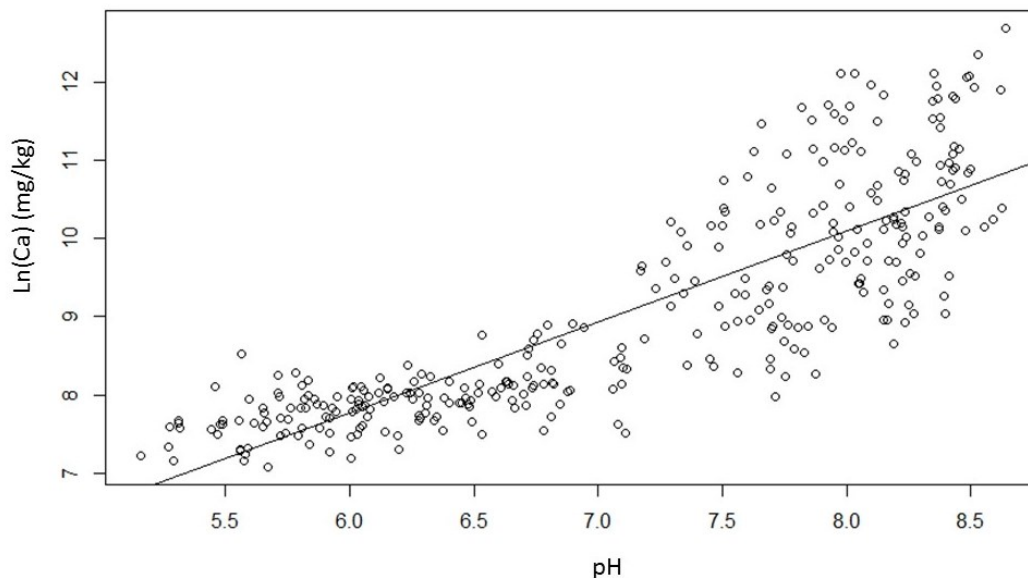


Figuur 20: Zuurtegraad en voedselrijkdom van bodemstalen van graslanden binnen het LIFE-project. Het blauwe, rode, groene en gele rechthoekje geven de abiotische randvoorwaarden weer voor de verschillende soortenrijke graslandtypes, respectievelijk kalkgrasland, heischraal grasland, glanshaverhooiland en zinkweide.

3.2.2 Fosfor in de bodem van de graslandpercelen en invloed van kalk

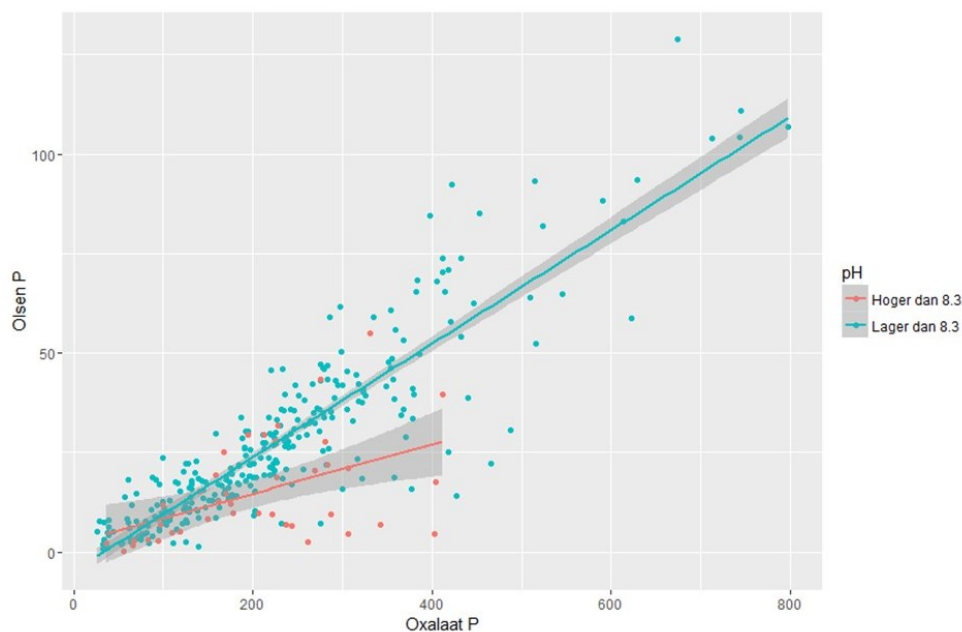
Voor het abiotisch herstel moet de pool aan biobeschikbaar fosfor (P_{ols}) afnemen. Als de biobeschikbare fosforpool verkleind wordt, dan wordt deze aangevuld vanuit de traag-circulerende pool (zie ook Figuur 8). Fosforafvoer vereist dus ook een uitputting van de traag circulerende pool. Zoals beschreven in de inleiding is er weinig praktijkkennis voor handen rond de invloed van kalk op fosfor in de bodem (en in bredere zin relatief weinig kennis van abiotisch herstel van graslanden op kalkrijke bodems). Een hoge beschikbaarheid van Ca in de bodem leidt tot een lagere beschikbaarheid van fosfor (lagere P_{ols} t.o.v. P_{oxa} door binding van biobeschikbare P op Ca) (zie §1.4).

Voor het abiotisch herstel van de bodem is het dus belangrijk dat we de relatie tussen de biobeschikbare en de traag-circulerende fosforpool goed begrijpen voor zowel kalkrijke als kalkarme bodems. In plaats van het Ca gehalte kan ook de pH beschouwd worden, deze is eenvoudiger te bepalen en is sterk gecorreleerd aan het Ca gehalte (Figuur 21).



Figuur 21: Relatie tussen pH en de natuurlijke logaritme van de calciumconcentratie in de bodemstalen van het LIFE-project. Een hogere calciumconcentratie komt voor bij een hogere pH ($R^2=0.71$).

De biobeschikbare fosforpool (P_{ols}) is zoals verwacht sterk gerelateerd aan de traag-circulerende fosforpool (P_{oxa}). Deze relatie is echter iets anders voor percelen met een hoge pH (en dus een hoge Ca concentratie), waar minder fosfor biobeschikbaar is ten opzichte van de traag-circulerende pool (Figuur 22). Dit fenomeen treedt vooral/pas op bij hoge calciumgehalten (> 34 000 mg/kg). Percelen met intermediaire calciumgehalten vertonen dezelfde relatie als de zuurdere percelen.



Figuur 22: Relatie tussen biobeschikbare en traag-circulerende fosforpool voor bodemstalen uit het LIFE project met lage (lager dan 8.3) en hoge pH; R^2 respectievelijk 0.21 en 0.79.

Over het algemeen zullen de echt kalkrijke percelen dus iets minder gevoelig zijn aan bemesting door de binding van fosfor aan calcium; bij een gelijkaardige bemesting zal het biobeschikbaar fosfor op kalkrijke bodems dus minder vlug zal stijgen dan in minder kalkrijke percelen. Voor abiotisch herstel kan dit echter ook een nadeel zijn, omdat er veel traag-circulerend fosfor moet afgevoerd worden om een kleine daling in de biobeschikbare fosforvoorraad te bereiken.

De verhouding tussen biobeschikbaar en traag-circulerend fosfor varieert sterk tussen bodemstalen, ook bij een gelijkaardige pH. Dit wordt in Figuur 22 geïllustreerd door de grote afstand van sommige groene en rode punten tot de groene en rode regressielijn. De biobeschikbaarheid is dus sterk contextafhankelijk. We vonden wel een sterk verband tussen de biobeschikbaarheid in de bovenlaag van de bodem en de biobeschikbaarheid in de onderlaag van de bodem, wat erop wijst dat de biobeschikbaarheid eerder constant is onder een bepaalde, constante context.

3.2.3 Fosforoverschot in de bodem

Afhankelijk van het doelvegetatietype kennen we het doel voor de concentratie aan biobeschikbaar fosfor: P_{Ols} zal moeten afnemen tot 10 mg/kg voor herstel naar kalkgrasland en heischraal grasland en tot 15 mg/kg voor herstel naar glanshaverhooiland. **Afhankelijk van het doelvegetatietype hebben we dus twee verschillende targets.** Uit de studie van de bodemstalen kunnen we vrij accuraat inschatten tot welk niveau de concentratie van de traag-circulerende pool (P_{Oxa}) zal moeten zakken om dat doel te bereiken. Voor herstel van heischrale graslanden bijvoorbeeld (doel P_{Ols} = 10 mg/kg en $Ph < 6.5$) zal de concentratie van P_{Oxa} gemiddeld moeten dalen tot 124 mg/kg (a.d.h.v. groene regressielijn in Figuur 22). Zoals hoger aangehaald is de biobeschikbaarheid contextafhankelijk, de doelconcentratie voor traag-circulerend fosfor werd dus contextspecifiek berekend per bodemstaal met behulp van de biobeschikbaarheid. Als voor een bepaald perceel de fosforbeschikbaarheid in de toplaag 10 % bedraagt, zal de P_{Oxa} moeten dalen tot 100 mg/kg om een P_{Ols} van 10 mg/kg te bekomen. Het verschil tussen de huidige P_{Oxa} en de doelconcentratie van P_{Oxa} is de overmaat aan fosfor in de bodem (mg/kg).

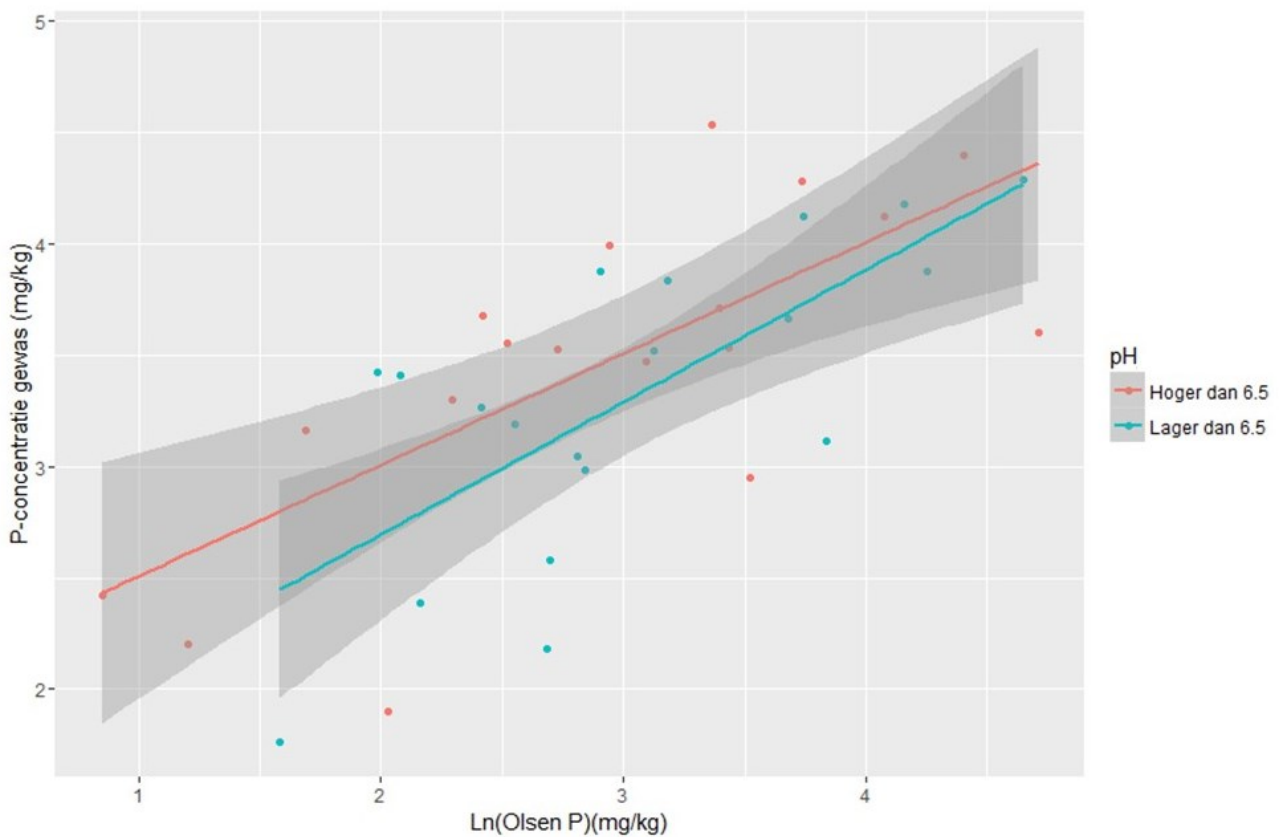
Om aan de hand van de overmaat van de traag-circulerende pool (mg/kg) het fosforoverschot in de bovenste 30 cm van de bodem te bepalen, moeten we eveneens de bulkdensiteit (kg/dm^3) van de bodem kennen. De bulkdensiteit van de bodem hangt sterk af van het gehalte organisch materiaal in de bodem, bij een hogere concentratie organisch materiaal zal de bulkdensiteit logaritmisch afnemen (Périé en Ouimet, 2008). De concentratie van organisch materiaal is op zijn beurt gerelateerd aan het organisch koolstofgehalte (Périé en Ouimet, 2008). Het organisch koolstofgehalte in de bodems van het LIFE-project werd eerst bepaald door van de totale C-concentratie in de bodem de anorganische fractie, gerelateerd aan Ca, af te trekken. Vervolgens werd met behulp van de relaties beschreven in Périé en Ouimet (2008) eerst het gehalte organisch materiaal en vervolgens de bulkdensiteit geschat voor de verschillende bodemlagen. De geschatte bulkdensiteit varieert dus in functie van het gehalte organisch materiaal en bedraagt gemiddeld $0.91 \pm 0.14 kg/dm^3$ voor de bovenste 15 cm (meer organisch materiaal) en $1.12 \pm 0.15 kg/dm^3$ voor de onderliggende bodemlaag tot 30 cm diepte (minder organisch materiaal). Met behulp van de bulkdensiteit en de concentratie van de traag-circulerende pool werd dan voor elk perceel het fosforoverschot in de bovenste 30 cm van de bodem bepaald. Het fosforoverschot geeft een idee van het 'distance to target' om het abiotisch herstel te realiseren. Tabel 10 geeft per perceel de biobeschikbaarheid, de bulkdensiteit en de overmaat aan fosfor weer in de bovenste 30 cm van de bodem.

Gezien de droge, stenige ondergrond kan verwacht worden dat de fosfor in de bodem tussen 20 en 30 cm diepte relatief weinig invloed zal hebben op de vegetatiesamenstelling. Alternatief werd dus ook de overmaat aan fosfor van enkel de bovenste 20 cm berekend als de som van de overmaat van de bovenste 15 cm en een derde van de overmaat van bodemlaag 15-30 cm. Deze veronderstelling zou dus resulteren in een lagere overmaat aan fosfor en een versneld abiotisch herstel, maar lijkt niet toepasbaar op percelen die diep geploegd werden. **Afhankelijk van de beschouwde diepte zijn er dus twee verschillende "distances to target"**. In het conservatieve herstelscenario (zie verder) werd uitgegaan van een diepte van 30 cm, in het best-case herstelscenario (zie verder) werd uitgegaan van een diepte van 20 cm.

3.3 Nutriënten in de vegetatie van de graslanden van het LIFE-project

3.3.1 Fosforconcentratie in de vegetatie

Fosfor is een belangrijke voedingsstof voor planten. Graslandvegetaties nemen nutriënten en dus ook fosfor op, en bij afvoeren van het maaisel wordt er dus fosfor afgevoerd. Voor het evalueren van het abiotisch herstel is het dus belangrijk om te weten hoeveel fosfor er opgenomen wordt door de vegetatie op verschillende bodemtypes (en dus hoeveel fosfor er kan afgevoerd worden). Die fosforafvoer per jaar bepaalt de snelheid van het abiotisch herstel. Zoals te verwachten valt is er de fosforconcentratie in de vegetatie gerelateerd aan de biobeschikbare fosforvoorraad in de bodem (P_{ols}). Hoe hoger de biobeschikbare fosforvoorraad, hoe hoger de P-concentratie in de vegetatie (Figuur 23). Er is weinig geweten over het effect van kalk in de bodem op fosforopname door de vegetatie. Het zou bijvoorbeeld kunnen dat in kalkgraslanden er meer of minder fosfor opgenomen wordt door de vegetatie dan in heischrale graslanden. Om dit te testen vergeleken we de relatie tussen bodemfosfor en fosforopname door het gewas afzonderlijk voor zuurdere en basische (of kalkrijke) percelen. Er werd echter geen significant effect gevonden van kalk op de opname van fosfor door de vegetatie.

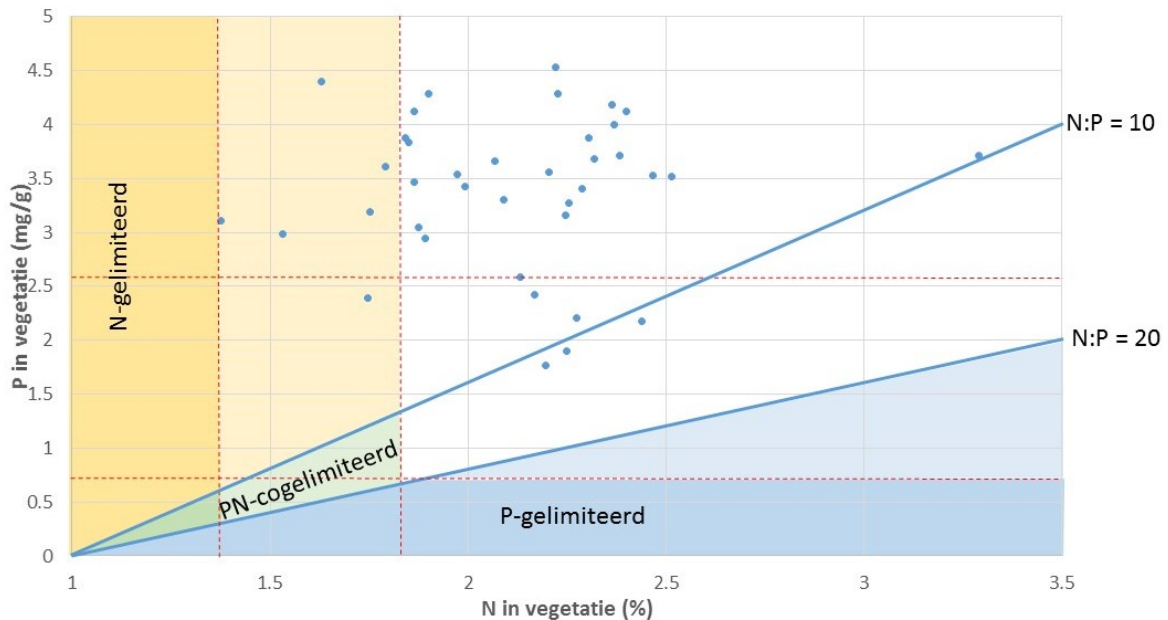


Figuur 23: Relatie tussen de natuurlijke logaritme van de biobeschikbare fosfor in de bodem (P_{ols}) en de fosforconcentratie in de vegetatie van de graslanden van het LIFE-project (eerste maaibeurt). Een hogere hoeveelheid biobeschikbare fosfor in de bodem leidt tot een hogere fosforopname door de vegetatie, onafhankelijke van de zuurtegraad of kalkrijkheid van de bodem ($R^2 = 0.49$ voor beide regressies).

3.3.2 Stikstof- en fosforlimitatie van de graslanden

Zoals besproken in de inleiding komen goed ontwikkelde soortenrijke graslanden voornamelijk voor bij nutriëntenlimitatie van stikstof, fosfor of bij een co-limitatie van stikstof en fosfor. Limitatie van stikstof en fosfor wordt vaak bekeken ten opzichte van grenswaarden en door middel van de onderlinge verhouding in

de vegetatie. Grenswaarden voor landbouw (meer gericht op groei) zijn verschillend van de grenswaarden voor natuurbeheer (meer gericht op soortenrijkdom). De vegetatie van de percelen die bemonsterd werden binnen het LIFE-project vertoonde af en toe N of P-limitatie in landbouwkundig opzicht, maar (co-)limitatie voor natuurbeheer werd niet gevonden in deze percelen (Figuur 24). Dit bevestigt dat voor de meeste graslanden binnen het LIFE-project een abiotisch herstel nodig is om de (co-)limitatie van N en/of P te herstellen.



Figuur 24: Concentratie van stikstof en fosfor in de vegetatie in de bemonsterde graslanden binnen het LIFE project (eerste maaibeurt). De rode stippellijnen geven kritische limitatiegrenzen weer voor stikstof (verticaal) en voor fosfor (horizontaal) voor landbouw (strenger, bron: Bailey et al., 1997) en voor natuurbeheer (minder streng, bron: Van De Riet et al., 2010). Als N en P in de vegetatie voorkomen in een verhouding tussen 10 en 20 (en de kritische limitatiegrens bereikt is) spreken we van co-limitatie van stikstof en fosfor (bron: Mládková et al., 2015). De meest soortenrijke graslanden komen voor onder deze abiotische omstandigheden.

3.3.3 Groeilimitatie

Stikstof, fosfor en kalium vormen de belangrijkste voedingsstoffen van planten. Door het analyseren van de concentratie en de verhoudingen van deze nutriënten in het plantenweefsel kan er afgeleid worden welke voedingsstof beperkend is voor de optimale groei. Evaluatie kan eenvoudig aan de hand van het vergelijken met een grensconcentratiewaarde (zie vorige paragraaf) (Bailey et al., 1997). Binnen de landbouw werden ook meer gesofisticeerde voedingsindices ontwikkeld die rekening houden met de concentratie, de biomassa-productie en de onderlinge verhouding van de voedingsstoffen (Duru en Ducrocq, 1997; Duru en Théliér Huché, 1997). Deze voedingsindices werden ontwikkeld voor zowel stikstof (Nitrogen Nutrition Index, NNI), fosfor (PNI) als kalium (KNI), deze voedingsindices worden berekend met behulp van de formules:

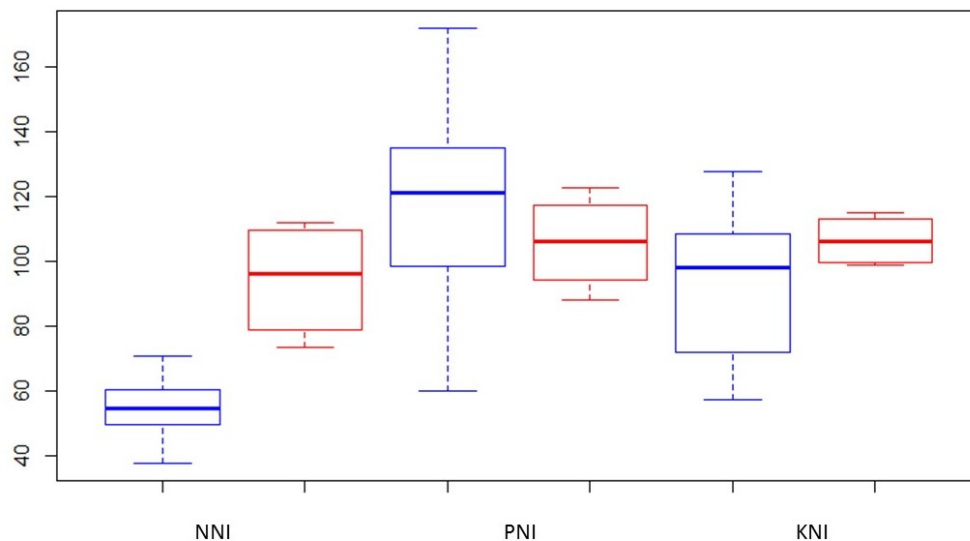
$$NNI = (100 \times N\%_{DM}) / (4.8 \times (DM)^{-0.32})$$

$$PNI = (100 \times P\%_{DM}) / (0.065 \times N\%_{DM} + 0.15)$$

$$KNI = (100 \times K\%_{DM}) / (1.6 + 0.525 \times N\%_{DM})$$

Waarin DM de biomassa-productie is (ton droge stof/ha) en $N\%_{DM}$, $K\%_{DM}$ en $P\%_{DM}$ de respectievelijke concentratie van N-, K- en P-concentratie van het gewas (in %). Deze voedingsindices wijzen op optimale beschikbaarheid van een voedingsstof als ze rond de 100 schommelen, onder de 80 is er sprake van een tekort en bij waarden vanaf 60 is er sprake van groeilimitatie door die voedingsstof. Volgens recent

onderzoek in graslanden onder verschillende bemestingsregimes is de PNI de meest geschikte maat om een tekort, een voldoende of een overmaat aan fosfor in te schatten, beter dan de P-concentratie of de P:N-ratio (Liebisch et al., 2013). Voor de graslanden binnen het LIFE-project bepaalden we de voedingsindices van de percelen voor percelen onder maai-beheer en voor enkele percelen die recentelijk een selectieve bemesting van stikstof en kalium hadden ontvangen in het kader van abiotisch herstel aan de hand van uitmijnen (Tabel 8 en Tabel 9). Het valt op dat de NNI voor de percelen in maai-beheer rond de 50 schommelt, stikstof is dus beperkend voor de biomassa-productie in deze graslanden. Bij graslanden onder stikstof- en kaliumbemesting (uitmijnen) wordt deze limitatie opgeheven.



Figuur 25: Voedingsindices voor de bemonsterde percelen binnen het LIFE-project voor graslanden in maai- (blauw) en uitmijn-beheer (rood)(eerste maai-beurt). De groei in de niet-bemeste percelen wordt belemmerd door een stikstoftekort (NNI <60). Voor K en P werden geen tekorten vastgesteld. (NNI= stikstofvoedingsindex, PNI= fosforvoedingsindex, KNI = kaliumvoedingsindex; de dikke lijn geeft het gemiddelde weer, de randen van de box de standaardafwijking en de vlaggen de minimum- en maximumwaarde).

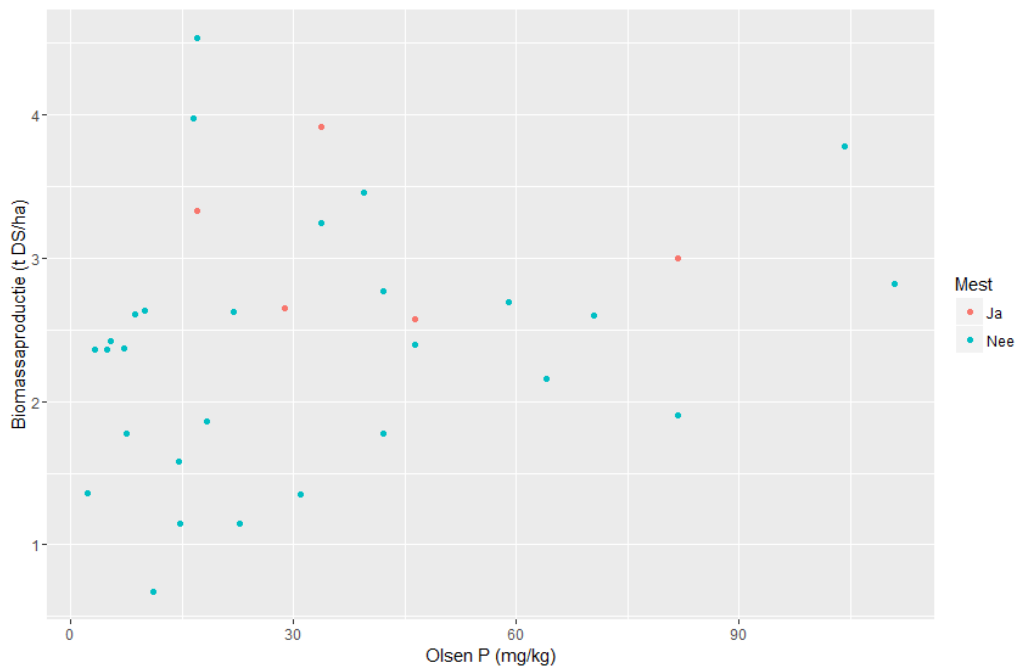
3.3.4 Biomassa-productie en fosforafvoer

3.3.4.1 Eerste snede

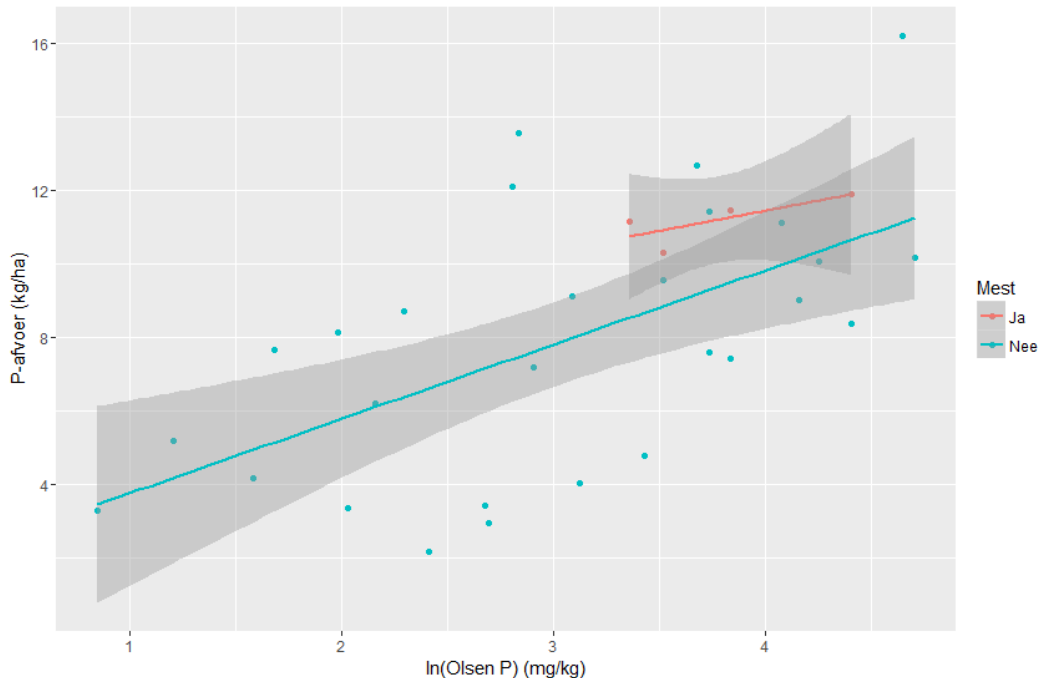
De eerste snede werd bemonsterd van 10 tot 12 mei 2016. Door het natte voorjaar werd pas vrij laat gemaaid dit jaar (volgens de voor handen zijnde gegevens viel de gemiddelde eerste maaidatum voor de percelen van Natuurpunt pas op 17 juni), waardoor onze metingen een onderschatting geven van de werkelijke biomassa-productie (Tabel 8). We vinden geen verband tussen de biomassa-productie en de hoeveelheid biobeschikbare fosfor in de bodem (P_{ois})(Figuur 26). Dit wijst er opnieuw op dat fosfor niet belemmerend is voor de groei. De gemiddelde biomassa-productie van deze eerste snede bedroeg voor de percelen in maai-beheer zo'n 2.4 ton DS/ha, voor percelen in uitmijn-beheer zo'n 3.0 ton DS/ha. Door het verband tussen de fosforconcentratie in het gewas en de natuurlijke logaritme van de biobeschikbare fosfor in de bovenlaag van de bodem (Figuur 23) vinden we wel een verband met de fosforafvoer (Figuur 27). Percelen in uitmijn-beheer (11,20 kg/ha) hebben een hogere gemiddelde fosforafvoer dan percelen in maai-beheer (7.85 kg/ha).

Voor de algemene interpretatie van deze resultaten is het belangrijk om de omstandigheden juist te kaderen. Ten eerste gebeurde de bemonstering gemiddeld dus ongeveer een maand voor de werkelijke maai-beurt. De biomassa-productie en afvoer met de eerste snede ligt in werkelijkheid dus hoger dan de waarden die hier gerapporteerd worden. Ten tweede gebeurde de eerste bemesting met stikstof en kalium op de percelen onder uitmijn-beheer op 16 april 2016, dus minder dan een maand voor de staalname. Het effect van bemesting op biomassa-productie (en fosforafvoer) zal groter worden als de bemesting langer loopt. Uit een

veldexperiment met uitmijnen op zure zandbodems blijkt dat de fosforafvoer in het eerste jaar 20% lager lag dan de gemiddelde afvoer in jaren twee, drie en vier na instellen van het uitmijnbeheer (Schelfhout, niet gepubliceerde data). De gerapporteerde fosforafvoer bij percelen onder uitmijnbeheer zal dus om deze twee redenen een onderschatting zijn van de werkelijke fosforafvoer met de eerste snede.



Figuur 26: Biomassapductie (ton droge stof per hectare) op 12 mei (voor de eerste snede) van de bemonsterde graslanden van het LIFE-project in functie van de biobeschikbare fosfor (P_{ols}) in de bovenste laag van de bodem.



Figuur 27: Fosforafvoer (kg/ha) in functie van de natuurlijke logaritme van de biobeschikbare fosfor in de bovenste laag van de bodem voor de eerste bemonstering. ($R^2= 0.32$ voor maaien (groen); 0.34 voor uitmijnen(rood)).

3.3.4.2 Tweede snede

De tweede snede werd eind augustus 2016 bemonsterd, vlak voor de eigenlijke oogst van de graslanden (Tabel 9). We vinden opnieuw geen verband tussen de biomassa-productie en het fosforgehalte van de

bodem. De biomassaproductie is wel licht hoger dan bij de eerste snede voor zowel de gemaaide percelen (3.02 ton DS/ha) als voor de percelen onder uitmijnbeheer (3.70 ton DS/ha).

Voor fosforafvoer vinden we net als bij de eerste maaibeurt een verband met de natuurlijke logaritme van de biobeschikbare fosfor in de bovenlaag van de bodem voor de percelen onder maaibeheer. Binnen de percelen onder uitmijnbeheer kunnen we twee groepen onderscheiden, de percelen die enkel aan het begin van het groeiseizoen met novurea bemest werden en de percelen die een bemesting kregen later op het seizoen (meestal met KAS). De percelen die een tweede bemestingsronde kregen hebben gemiddeld wel een hogere P-afvoer (16,48 kg/ha) dan de percelen onder maaibeheer (9.46 kg/ha), net zoals bij de eerste snede. De percelen die enkel in het begin van het groeiseizoen met novurea bemest werden vertonen geen hogere P-afvoer dan de percelen onder maaibeheer en uit de NNI blijkt dat stikstof daar opnieuw beperkend is voor de groei. Hoewel novurea dus geleidelijk stikstof zou vrij laten komen blijkt dit later op het seizoen niet in voldoende mate het geval en zou een extra stikstofbemesting nuttig blijken.

Het is opvallend dat de biomassaproductie en de fosforafvoer van de tweede snede iets hoger is dan bij de eerste snede. In de literatuur werd het tegenovergestelde beschreven, een hogere biomassaproductie in de eerste snede (Oomes, 1992). Er zit echter altijd veel variatie tussen de verschillende maaiperiodes, door weersomstandigheden. De productie van de tweede snede was in 2016 wellicht iets hoger dan in de meeste jaren door de hoge neerslag in juni gevolgd door een zonnige periode in augustus en september (KMI, 2016). Dit patroon met hogere afvoer in de tweede snede wordt waarschijnlijk nog iets versterkt door het feit dat de geschatte afvoer bij de bemonstering van de eerste snede een onderschatting was door de vroegere bemonstering.

3.3.4.3 Totale productie en afvoer op jaarbasis

Door het specifiek karakter van de resultaten van de bemonstering van de productie en P-afvoer met de vegetatie is er met het afleiden van de jaarlijkse productie en afvoer onder verschillende beheermethoden een bepaalde onzekerheid gebonden. De jaarlijkse afvoer is hoe dan ook onderhevig aan grote variatie door invloed van het weer op de groei, door het tijdstip van maaien en door het al dan niet uitvoeren van een derde maaibeurt (wat ook opnieuw afhangt van het weer).

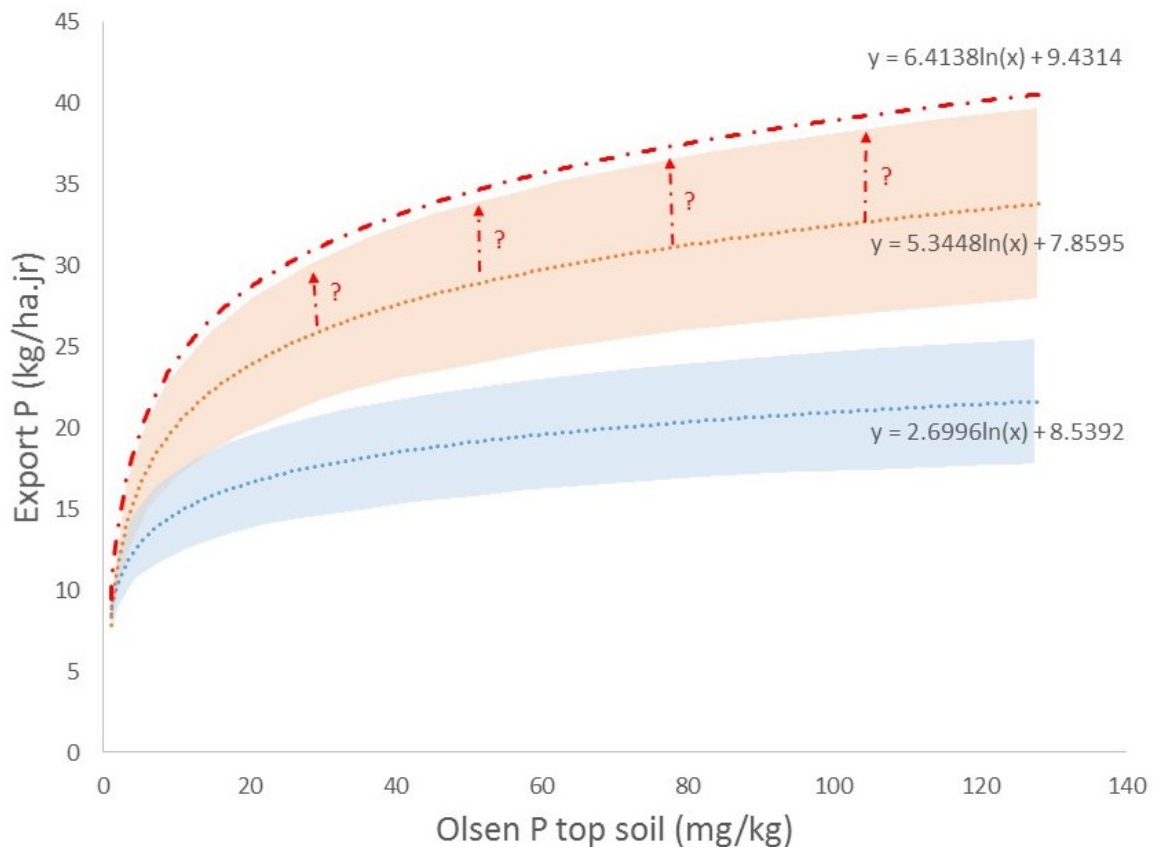
De totale productie en afvoer voor maaien werd ingeschat als de som van de productie en afvoer van de twee maaibeurten. De P-export is dus opnieuw afhankelijk van de biobeschikbare fosfor in de bovenlaag van de bodem (Figuur 28). De afvoer van de eerste maaibeurt werd allicht licht onderschat bij de bemonstering. Een eventuele derde maaibeurt werd niet bemonsterd, maar de afvoer bij een derde maaibeurt is sowieso gevoelig lager dan bij een eerste of tweede maaibeurt. Er kan dus globaal gesteld worden dat de inschatting van de afvoer allicht eerder een onderschatting is dan een overschatting en dat de uitgerekende scenario's eerder conservatief zijn.

De totale productie en afvoer bij uitmijnen werd ingeschat als de som van de productie en afvoer van de twee maaibeurten bij uitmijnen. De P-export is dus opnieuw afhankelijk van de biobeschikbare fosfor in de bovenlaag van de bodem (Figuur 28). De schatting is eerder conservatief voor dezelfde redenen als voor maaibeheer. Bovendien kan verwacht worden dat de export bij uitmijnen nog zal toenemen als de selectieve bemesting langer loopt. Op basis van de bevindingen uit een veldexperiment (20% hogere export in jaar 2, 3, 4 t.o.v. jaar 1, Schelfhout, niet gepubliceerde data) werd ook geschat wat de export bij uitmijnen in de volgende jaren zou kunnen zijn.

Afhankelijk van de veronderstelde afvoer bij uitmijnen zijn er dus twee verschillende snelheden van abiotisch herstel. Voor het meer conservatieve beheerscenario (zie volgende paragraaf) werd de export volgens de blauwe en oranje regressiecurve berekend (Figuur 28). Op die manier wordt de periode voor

abiotisch herstel door uitmijnen en maaien allicht eerder overschat dan onderschat. Voor uitmijnen werd ook een best-case herstelscenario berekend op basis van de rode curve (Figuur 28). Deze berekening is realistisch, maar het is onzeker of de lessen uit het veldexperiment op zandbodems kunnen toegepast worden op leembodems.

Om de exacte afvoer (en een betere inschatting van de tijdsduur) bij uitmijnen te kennen in de volgende jaren lijkt het in elk geval aangewezen om na enkele jaren opnieuw biomassastalen te nemen om de export correct te kunnen schatten, alhoewel er sowieso wel variabiliteit tussen de jaren zal blijven bestaan.



Figuur 28: Geschatte relatie tussen fosforexport en de concentratie van biobeschikbare fosfor in de toplaag van de bodem voor maaien (blauw) en uitmijnen (oranje) voor de percelen van het LIFE-project. De onzekerheid (blauw en oranje vlak) is gebaseerd op de standaardafwijkingen van de biomassaproductie en op de P-concentratie in het gewas. De rode streepjeslijn geeft de verwachte curve voor uitmijnen weer in de volgende jaren, gebaseerd op de data uit een veldexperiment (Schelfhout, niet gepubliceerde data).

3.3.4.4 Beheerscenario's

Zoals in de voorgaande paragrafen beschreven zal de inschatting van de duur van het herstelbeheer per perceel afhangen van:

- Het streefdoel (schraalgrasland vs. glanshaverhooiland)
- De ingeschatte distance to target (P-overmaat in bovenste 30 cm vs. P-overmaat in bovenste 20 cm)
- De veronderstelde hoeveelheid P-afvoer bij uitmijnen (de conservatieve schatting vs. het best-case scenario)

Om de volledige variatie tussen die verschillende factoren mee te nemen werd voor zowel schraalgrasland (heischraal of kalkgrasland) en voor glanshaverhooiland twee beheerscenario's uitgewerkt:

- Een conservatief scenario dat uitgaat van de P-overmaat in de bovenste 30 cm van de bodem en een conservatieve schatting van de afvoer bij uitmijnen zoals gevonden in de vegetatiestaalname (oranje curve in Figuur 28).
- Een best-case scenario dat uitgaat van een P-overmaat in de bovenste 20 cm van de bodem en een inschatting van de afvoer bij uitmijnen zoals verondersteld kan worden op basis van extrapolatie (rode curve in Figuur 28).

4 Beheeradvies voor herstel soortenrijke graslanden

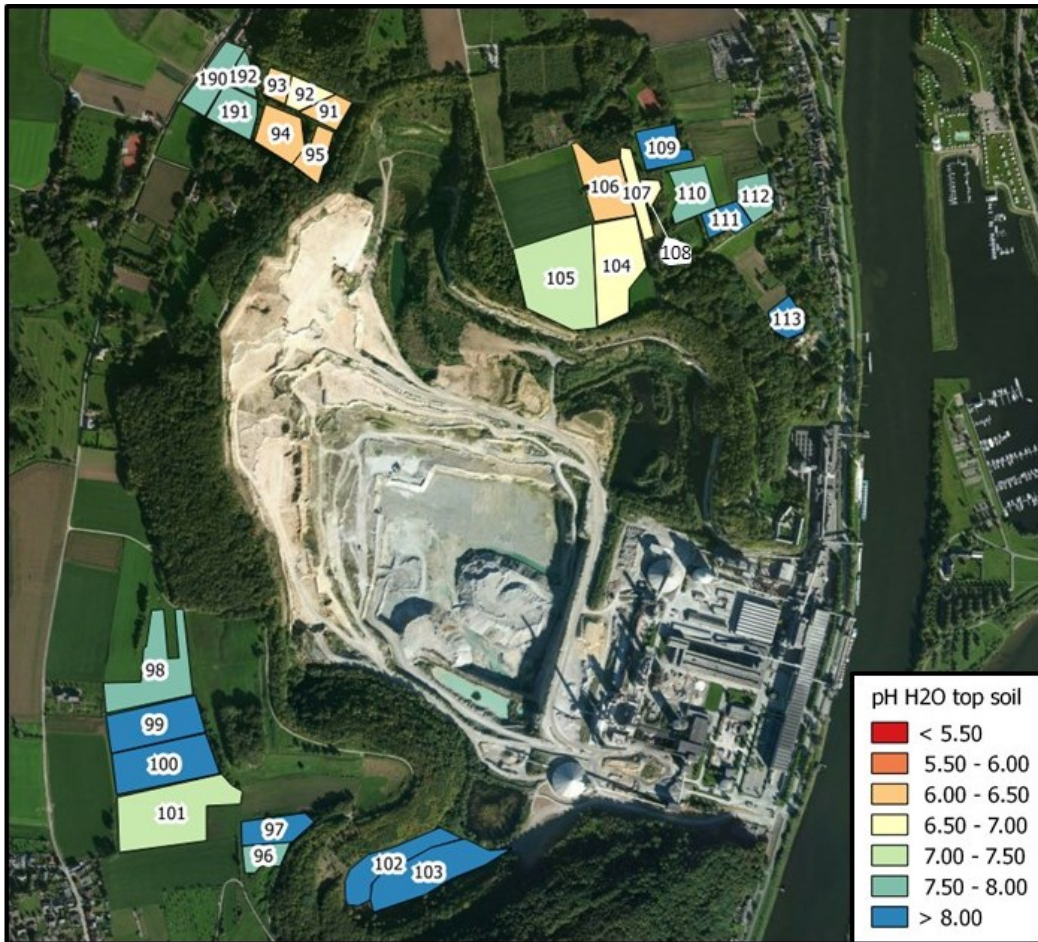
4.1 Huidige toestand

4.1.1 Inleiding

In deze paragraaf zullen we de uitgangssituatie van elk deelgebied kort toelichten en visualiseren door middel van kaartjes. Op elk kaartje staat het perceelnummer van elk bemonsterd (sub)perceel vermeld als label, dat maakt het mogelijk om de gedetailleerde en uitgebreide resultaten van het bodemonderzoek per perceel te raadplegen in Tabel 7. Naast de eventuele voorgeschiedenis en biotische kenmerken zullen we voornamelijk focussen op de huidige bodemtoestand. Een belangrijke bodemparameter is de zuurtegraad (pH-H₂O) die belangrijk is om het doelvegetatietype te bepalen (kalkgrasland of heischraal grasland). Een andere belangrijke bodemparameter is de biobeschikbare fosforfractie (P_{ols}), die vertelt dikwijls veel over de voorgeschiedenis, wordt (ten dele) weerspiegeld in de vegetatie en zal een belangrijke factor zijn om het abiotisch herstel te bepalen.

4.1.2 Natuurmonumenten: Sint-Pietersberg

De onderzochte percelen van Natuurmonumenten op de Sint-Pietersberg (50°49'20.2"N 5°40'55.5"E) beslaan een totale oppervlakte van 25.99 ha. De meeste percelen zijn gelegen op de helling en hebben hoge waarden voor bodem-pH, in principe geschikt voor het herstel van kalkgraslanden (Kaart 2). Enkele percelen, hoger op de helling of het plateau, hebben een zuurder karakter in de bovenlaag van de bodem en lijken eerder geschikt voor ontwikkeling van heischrale graslanden (percelen 91-95, 104 en 106-108). De meeste percelen zijn al enkele jaren in beheer en de vegetatie van sommige percelen (102-103) is al vrij soortenrijk en kunnen beschouwd worden als referentiesituaties. Dit wordt ook gereflecteerd in de lage concentratie biobeschikbaar fosfor in de bovenlaag van de bodem (Kaart 3). Percelen 190-192 daarentegen, zijn heel recent verworven percelen die tot voor kort voor intensieve akkerbouw gebruikt werden, wat te zien is aan de hoge P_{ols} . De meeste andere percelen hebben een P_{ols} die hoger is dan de doelconcentratie voor soortenrijk grasland (P_{ols} tussen 10 en 30 mg/kg). Deze vrij lage waarden voor P_{ols} zijn erg hoopvol voor het abiotisch herstel van de bodem voor herstel van zowel heischraal grasland als kalkgrasland.



Kaart 2: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natuurmonumenten op de Sint-Pietersberg.



Kaart 3: Concentratie van biobeschikbaar fosfor (Pols) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natuurmonumenten op de Sint-Pietersberg

4.1.3 Natuurmonumenten: Doalkensberg

De onderzochte percelen van Natuurmonumenten bij de Doalkensberg (50°51'35.9"N 5°51'34.1"E) beslaan een totale oppervlakte van 9.45 ha. De bodem is uitgesproken kalkrijk, de pH van de bovenlaag ligt voor alle percelen >7 (Kaart 4). De vegetatie van percelen 156-158 is al behoorlijk soortenrijk, wat te verklaren is door het feit dat soortenrijk maaisel werd opgebracht (percelen 156 en 157) en door het feit dat de doelconcentratie voor biobeschikbaar fosfor (P_{ois}) voor soortenrijke graslanden bereikt is (perceel 158)(Kaart 5). Perceel 155 werd recent verworven en komt uit landbouwgebruik (hoge P_{ois}). Ook het andere perceel bovenop de helling (114) heeft te kampen met een relatief hoge concentratie biobeschikbaar P. In elk geval zal de omschakeling naar natuurgericht beheer op deze percelen ervoor zorgen dat er geen verdere afspoeling van P langs de helling optreedt naar de andere percelen.



Kaart 4: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natuurmonumenten op de Doalkensberg.



Kaart 5: Concentratie van biobeschikbare fosfor (Pols) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natuurmonumenten aan Doalkensberg.

4.1.4 Natuurmonumenten: Overgeul

De onderzochte percelen van Natuurmonumenten te Overgeul ($50^{\circ}48'08.1''N$ $5^{\circ}54'42.2''E$) beslaan een totale oppervlakte van 7.13 ha en de bodem is eerder kalkrijk te noemen, pH-waarden liggen hoger dan 6.5 (Kaart 6). De concentratie van biobeschikbaar P in de bodem liggen vrij ver van de streefwaarde voor soortenrijk grasland, zeker bij de percelen die dichters langs de weg gelegen zijn (117 en 118) (Kaart 7). De huidige vegetatie is eerder soortenarm te noemen, maar enkele graften in perceel 120 bevatten mogelijk nog enkele soorten die zich terug kunnen vestigen in het hele gebied na abiotisch herstel.



Kaart 6: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natuurmonumenten te Overgeul.



Kaart 7: Concentratie van biobeschikbare fosfor (Pols) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natuurmonumenten te Overgeul.

4.1.5 Natuurmonumenten: Schweiberg

De onderzochte percelen van Natuurmonumenten bij Schweiberg (50°47'11.4"N 5°54'58.5"E) beslaan een totale oppervlakte van 4.59 ha en de bovenlaag van de bodem is zuurder dan in de andere deelgebieden (Kaart 8). In principe zou abiotisch herstel hier dus kunnen resulteren in de ideale omstandigheden voor heischraal grasland. De huidige concentratie van biobeschikbaar fosfor is echter voor de meeste percelen hoger dan de doelconcentratie, enkel perceel 126 blijkt al te voldoen aan de abiotische eisen voor heischraal grasland (Kaart 9).



Kaart 8: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natuurmonumenten bij Schweiberg.



Kaart 9: Concentratie van biobeschikbare fosfor (Pols) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natuurmonumenten bij Schweiberg.

4.1.6 Natuurmonumenten: Zinkreservaat bij Cotessen

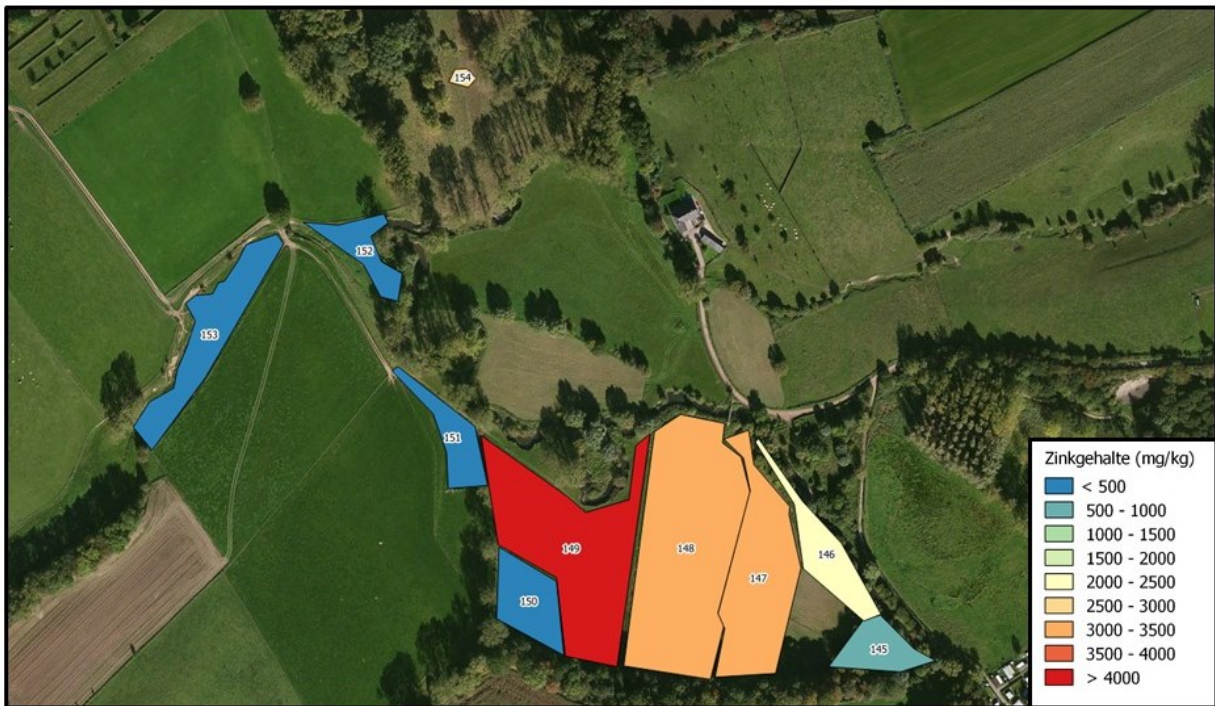
De onderzochte percelen van Natuurmonumenten in het zinkreservaat bij Cotessen (50°45'31.7"N 5°55'49.4"E) beslaan een totale oppervlakte van 4.49 ha en de bovenlaag van de bodem is uitgesproken zuur (Kaart 10). Zoals de naam al laat vermoeden is het streefdoel voor de percelen in het zinkreservaat een herstel tot zinkweide. De aanliggende rivier, de Geul, overspoelt de percelen van tijd tot tijd met zinkrijk water. De oorsprong van het Zink is afkomstig uit de mijnbouw in Wallonië, gezien die mijnbouw intussen is stopgezet valt zeker geen stijging in de zinkafzet met het water te verwachten. In de meeste percelen is de voorraad aan biobeschikbare fosfor een stuk hoger dan de doelconcentratie voor zinkweide (Kaart 11). Enkel in perceel 154 is de doelconcentratie al bereikt, maar dit is dan ook een referentieperceel waar nu al de typische zinkflora terug te vinden is. Als we naar de zinkconcentratie van de bovenlaag kijken dan lijken percelen 146 en zeker 147-149 in aanmerking te komen voor abiotisch herstel tot zinkweide (Kaart 12). Percelen 145 en voornamelijk 150-152 lijken niet voldoende hoge zinkconcentraties te bevatten voor zinkvegetatie. Allicht moet daar een ander habitatype nagestreefd worden zoals glanshaverhooiland of heischraal grasland.



Kaart 10: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natuurmonumenten in het Zinkreservaat bij Cotessen.



Kaart 11: Concentratie van biobeschikbare fosfor (Pols) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natuurmonumenten in het Zinkreservaat bij Cotessen.



Kaart 12: Concentratie van zink in de bovenste laag van de bodem van de percelen in het Zinkreservaat bij Cottessen.

4.1.7 Natagora: Hombourg

De onderzochte percelen van Natagora bij Hombourg (50°43'48.8"N 5°54'36.2"E) beslaan een totale oppervlakte van 3.86 ha. De percelen boven de weg (131-133) zijn eerder basisch tot neutraal, onder de weg (134-137) zijn de percelen meer zuur van aard (Kaart 13). De biobeschikbare fosforvoorraad in de bodem is echter (veel) hoger dan de doelconcentratie voor soortenrijke graslanden (Kaart 14). Een doorgedreven abiotisch herstel zou nodig zijn om de percelen geschikt te maken voor de na te streven habitattypes.



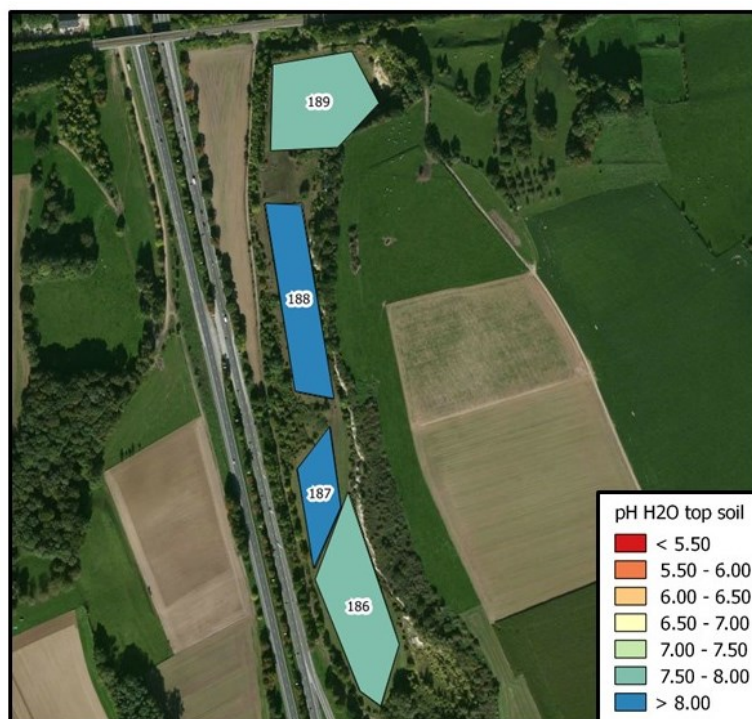
Kaart 13: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natagora bij Hombourg.



Kaart 14: Concentratie van biobeschikbare fosfor (Pols) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natagora bij Hombourg.

4.1.8 Natagora: Boirs

De onderzochte percelen van Natagora bij Boirs (50°44'48.9"N 5°34'32.4"E) beslaan een totale oppervlakte van 3.35 ha. De bodem in deze percelen is uitgesproken kalkrijk te noemen, met een pH >7.5 (Kaart 15). De percelen lijken dus geschikt voor restauratie van kalkgrasland en de biobeschikbare fosforvoorraad in de bodem in de zuidelijkste percelen (186 en 187) komen in de buurt van de doelconcentratie (Kaart 16). In de Noordelijke percelen is (er een langere periode van) abiotisch herstel nodig.



Kaart 15: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natagora bij Boirs.



Kaart 16: Concentratie van biobeschikbare fosfor (Pols) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natagora in Boirs.

4.1.9 Natagora: Bassenge

De onderzochte percelen van Natagora bij Bassenge (50°45'31.8"N 5°35'16.1"E) beslaan een totale oppervlakte van 0.80 ha. De pH is eerder hoog, zeker in perceel 141, wat op een hoog calciumgehalte wijst (Kaart 17). De concentratie van biobeschikbare fosfor is nog hoger dan de doelconcentratie voor de soortenrijke graslandtypen (Kaart 18). Percelen 140 en 141 hebben echter geen superhoge concentratie van biobeschikbaar fosfor, wat een abiotisch herstel (op relatief korte termijn) mogelijk lijkt te maken.



Kaart 17: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natagora in Bassenge.



Kaart 18: Concentratie van biobeschikbare fosfor (Pols) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natagora in Bassenge.

4.1.10 Natagora: Hotton

De onderzochte percelen van Natagora bij Hotton (50°14'59.1"N 5°25'57.0"E) beslaan een totale oppervlakte van 0.43 ha. De bodem van de percelen is eerder zuur te noemen (Kaart 19). De biobeschikbare fosforvoorraad is nog te hoog voor heischraal grasland (Kaart 20), dus abiotisch herstel zal nodig zijn.



Kaart 19: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natagora bij Hotton.



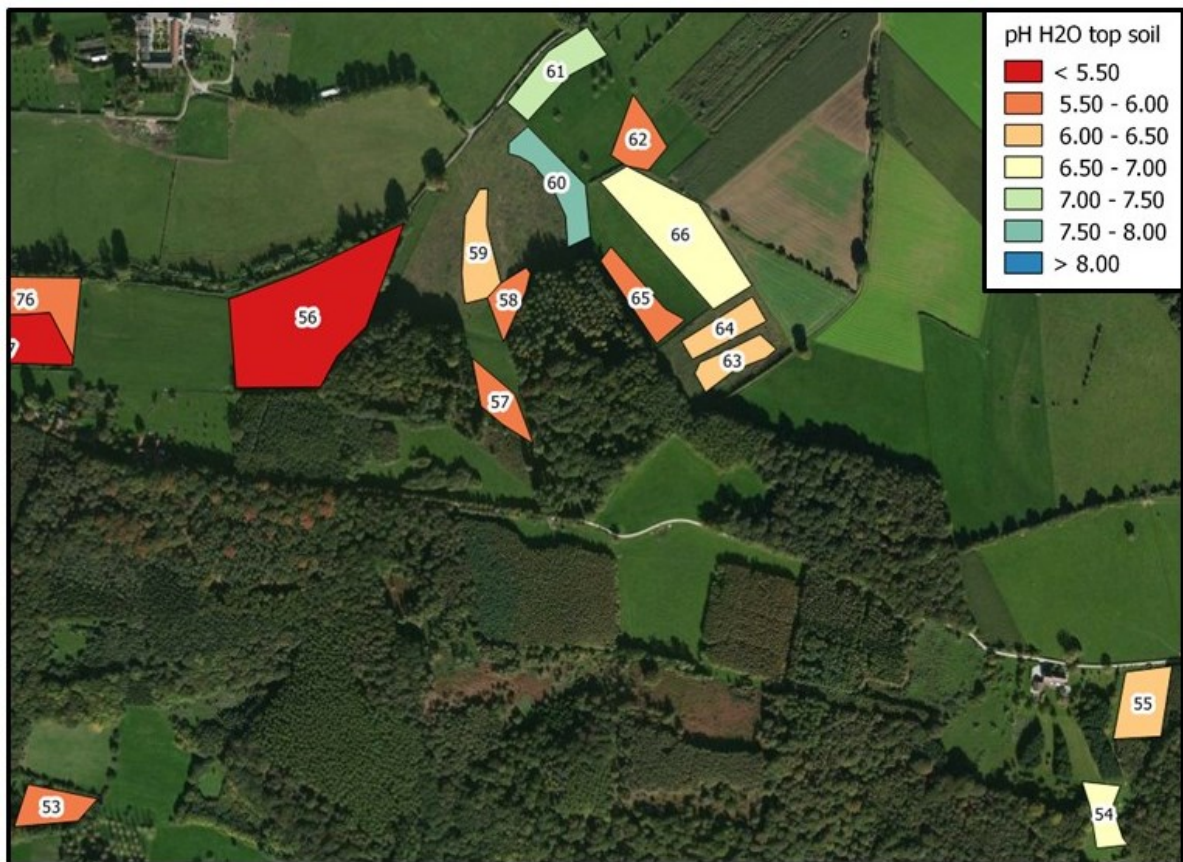
Kaart 20: Concentratie van biobeschikbare fosfor (Pols) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natagora bij Hotton.

4.1.11 Natuurpunt: Voeren

De onderzochte percelen van Natuurpunt in Voeren (50°45'42.4"N 5°46'59.7"E) beslaan een totale oppervlakte van 47.64 ha. De pH in de verschillende percelen is heel uiteenlopend en er komen zowel zuurdere als kalkrijke percelen voor (Kaart 21 en Kaart 22). Het valt op dat percelen die gelegen zijn op eenzelfde helling vaak een gelijkaardige zuurtegraad hebben, vb. percelen 36-45 eerder basisch; percelen 78-90 eerder zuur. Ook op het vlak van biobeschikbare fosfor (Kaart 23 en Kaart 24) zit er veel variatie tussen percelen. Sommige percelen hebben het abiotisch doel voor soortenrijk grasland al bereikt (zoals percelen 35, 45, 51, 54 en 62), andere percelen zijn nog vrij ver verwijderd van het streefdoel en hier zal een lang hersteltraject nodig zijn (zoals o.a. percelen 31, 32, 41, 43, 71, 72 en 74). Voor een groot deel van de percelen (vb. 78-90) is de huidige concentratie aan biobeschikbaar fosfor te groot, maar is het abiotisch streefdoel niet heel ver verwijderd, wat een abiotisch herstel op relatief korte termijn mogelijk lijkt te maken.



Kaart 21: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natuurpunt in Voeren (West).



Kaart 22: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natuurpunt in Voeren (Oost)



Kaart 23: Concentratie van biobeschikbare fosfor (Pols) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natuurpunt in Voeren (West).



Kaart 24: Concentratie van biobeschikbare fosfor (Pols) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natuurpunt in Voeren (Oost)

4.1.12 Natuurpunt: Tiendeberg

De onderzochte percelen van Natuurpunt op de Tiendeberg (50°48'32.6"N 5°40'03.2"E) beslaan een totale oppervlakte van 1.86 ha. De meeste, bemonsterde percelen liggen aan de rand van het plateau hebben een eerder kalkrijke bodem (Kaart 25)(percelen 1-5, 7). De percelen die op de helling liggen zijn zuurder van aard (percelen 6, 8 en 193). Ook op het vlak van biobeschikbaar fosfor is er een duidelijk contrast tussen de percelen op het plateau, die vrij ver van het abiotisch streefdoel zitten en de percelen op de helling waar de fosforwaarden het streefdoel benaderen (Kaart 26). De vegetatie in percelen 6 en vooral 193 is ook al soortenrijk en deze percelen kunnen als referentiepercelen beschouwd worden. Het is opvallend dat de P_{015} van perceel 193 (14.93 mg/kg) hoger ligt dan het abiotisch streefdoel voor kalkgrasland en ook een stuk hoger dan percelen 6 en 8, terwijl de vegetatie er beter ontwikkeld is. Dit komt allicht deels door het feit dat de bodemstalen eerder aan de bovenrand van de helling genomen werd, waar er mogelijk afspoeling is uit perceel 4. Anderzijds kan het ook zijn dat droogtestress op de steile helling een rol speelt in de vegetatieontwikkeling.



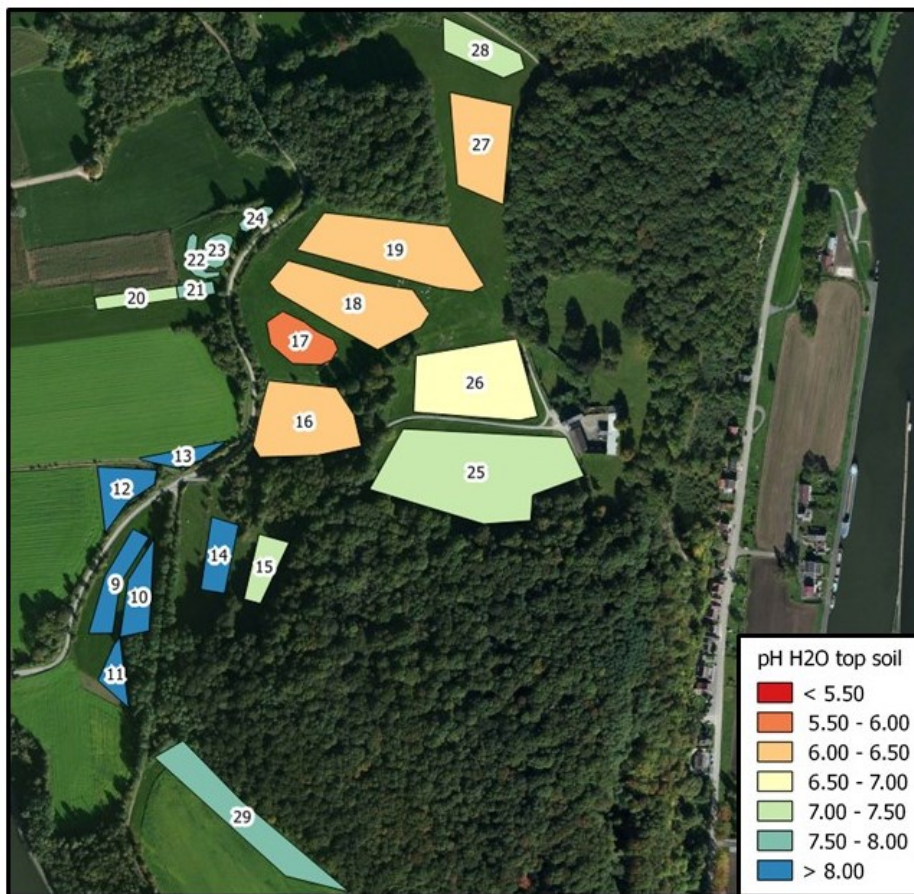
Kaart 25: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natuurpunt op de Tiendeberg.



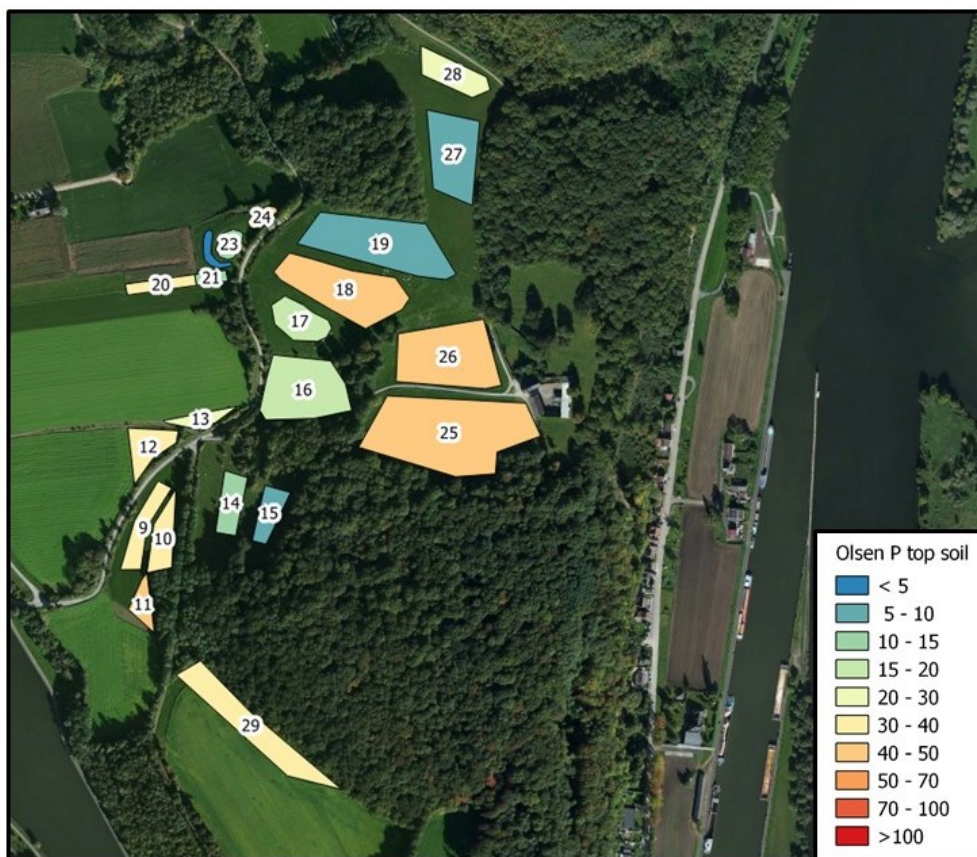
Kaart 26: Concentratie van biobeschikbare fosfor (Pols) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natuurpunt op de Tiendeberg.

4.1.13 Natuurpunt: Plateau van Caestert

De onderzochte percelen van Natuurpunt op het Plateau van Caestert (50°48'31.9"N 5°41'02.5"E) beslaan een totale oppervlakte van 8.29 ha. Ook hier vinden we zowel kalkrijke percelen (voornamelijk lager op de helling; percelen 9-15 en 20-24) als zuurdere percelen (voornamelijk op het plateau; percelen 16-19 en 27)(Kaart 27). Ook op vlak van biobeschikbare fosfor zien we erg uiteenlopende waarden (Kaart 28). Percelen 15, 19, 22 en 27 hebben qua fosforwaarden de abiotische doelstelling voor soortenrijke graslanden. Dit is opvallend, omdat enkel in perceel 22 de vegetatie soortenrijk is, terwijl de andere percelen weinig verschillen van de andere percelen die ver van het abiotisch streefdoel zitten (zoals percelen 18, 25 en 26). De vestiging van een soortenrijk doelvegetatietype wordt hier dus door iets anders belemmerd dan door de fosforvoorraad in de bodem.



Kaart 27: Bodemzuurtegraad van de bovenste bodemlaag in de bestudeerde percelen van Natuurpunt op het plateau van Caestert.



Kaart 28: Concentratie van biobeschikbare fosfor (P_{ols}) in de toplaag van de bodem in de bestudeerde percelen van Natuurpunt op het plateau van Caestert.

4.2 Algemeen beheeradvies

4.2.1 Doelvegetatietype

Het bepalen van het doelvegetatietype is een keuze die deels door de beheerder kan gemaakt worden, binnen de abiotische grensvoorwaarden. Percelen met een $\text{pH-H}_2\text{O} < 6.5$ zijn bijvoorbeeld niet geschikt om te ontwikkelen tot kalkgrasland, maar wel voor herstel van glanshaverhooiland of heischraal grasland. Voor de kaartjes in het rapport hebben we gekozen om standaard telkens in te schatten welke inspanningen nodig zijn voor een abiotisch herstel tot het meest schrale vegetatietype (kalkgrasland of heischraal grasland). De duur van dit abiotisch herstelbeheer tot schraalgrasland staat ook per perceel weergegeven in Tabel 11 voor het conservatief en het best-case scenario (zie verder, §4.3.1). In het abiotisch hersteltraject zullen eerst de geschikte omstandigheden voor een glanshaverhooiland bereikt worden, de beheerder kan kiezen om het abiotisch herstel hier te stoppen en over te schakelen op een standaard natuurbeheer. In Tabel 11 staat ook de te verwachten termijn voor het bereiken van de geschikte omstandigheden voor een glanshaverhooiland voor het conservatief en best-case scenario (zie verder, §4.3.1). Een uitzondering op deze aanpak vormen de percelen van het Zinkreservaat waar zinkweide als doelvegetatietype werd gekozen voor het rapport (zowel op kaart als in Tabel 11).

4.2.2 Abiotische herstelmethode

Zoals besproken in de inleiding zijn er verschillende herstelmethoden mogelijk om de geschikte abiotische condities te herstellen.

Afgraven is de duurste optie en is niet overal mogelijk wegens erosiegevaar, zeker op percelen die gelegen zijn op een (steile) helling. Bovendien heeft afgraven een erg drastische impact op hydrologie, bodemeigenschappen en biotische randvoorwaarden. Binnen dit rapport werd afgraven beschouwd als een noodoplossing die enkel overwogen wordt als de andere abiotische herstelmethoden niet binnen een realistisch tijdsframe de doelstellingen kunnen bereiken.

Uitmijnen is een veelbelovende optie voor abiotisch herstel, dat blijkt ook uit de vegetatiestalen die in de graslanden verzameld werden. Het selectief bemesten met N en K zorgt voor een versnelde fosforafvoer door het opheffen van groeilimitatie voor die nutriënten. Bovendien zal uitmijnen resulteren in relatief hogere biomassa-productie en betere kwaliteit voor hooi, wat deze optie ook vanuit landbouwstandpunt aantrekkelijker maakt dan een klassiek maaibeheer. Uitmijnen is echter een specifieke methode voor abiotisch herstel die ook nadelen heeft.

Ten eerste heeft de stikstofbemesting (en de verhoogde biomassa-productie) ook negatieve gevolgen voor de soortenrijkdom van de actuele vegetatie. Hoewel het abiotisch herstel versneld wordt is dit in de vegetatie op korte termijn niet zichtbaar, in sommige gevallen was op percelen in uitmijnbeheer al een verlies van soorten als wilde marjolein zichtbaar (eigen observatie). Uit onderzoek van Smits et al. (2008) blijkt dat het effect van stikstofbemesting ook verschillende jaren zichtbaar blijft in de vegetatie. Na tien jaar was dit effect volledig verdwenen en is er geen verschil meer te zien met vegetatie die geen bemesting ontving. Hieruit lijkt het een logische aanbeveling om percelen waar nu al een soortenrijke vegetatie aanwezig is (en waar bodemwaarden dus allicht al in de buurt komen van het abiotisch streefdoel) uit te sluiten van uitmijnen.

Ten tweede blijkt uit eerder onderzoek (Schelfhout et al., 2015) en uit de vegetatiestalen in dit project dat de fosforafvoer bij uitmijnen lager is bij een lagere concentratie biobeschikbaar fosfor (P_{ois}) in de bodem. In de loop van het uitmijnproces zal de hoeveelheid biobeschikbaar fosfor en dus ook de P-afvoer afnemen. Uitmijnen is dus een proces dat zal vertragen in de tijd. Bij een relatief lage voorraad van biobeschikbare

fosfor zal de extra afvoer ten opzichte van een maaibeheer zonder selectieve bemesting beperkt zijn (cf. Figuur 28 en de overlap tussen onzekerheidsinterval bij maaien en uitmijnen vanaf een P_{ois} van 18 mg/kg). Op basis hiervan raden we bij percelen met een relatief lage P_{ois} een intensief maaibeheer aan zonder selectieve bemesting. Dit maaibeheer zal niet veel minder P afvoeren, zal goedkoper zijn en zal vooral niet de nadelige gevolgen hebben van stikstofbemesting op de vegetatie.

Uitmijnen raden we aan bij percelen die meer dan 10 jaar intensief maaibeheer nodig hebben om het abiotisch doel te bereiken. Als er meer dan 10 jaar intensief maaibeheer nodig is, dan is het abiotisch doel nog niet bijna bereikt en zal de biobeschikbare fosforvoorraad hoog genoeg zijn om bij selectieve bemesting een significante verhoging in P-afvoer te bewerkstelligen. In analogie met het voorgaande stellen we voor om het uitmijnbeheer niet uit te voeren tot het abiotisch doel bereikt is. Immers, dan is er in de laatste jaren van het uitmijnbeheer amper meerwaarde ten opzichte van maaien (Schelfhout et al., 2015) én moet bij het bereiken van het abiotisch doel voor fosfor er nog (tot) tien jaar intensief gemaaid worden om de effecten van stikstofbemesting op de vegetatie helemaal te doen verdwijnen (Smits et al., 2008). We adviseren om uit te mijnen tot op het punt dat met tien jaar intensief maaibeheer het abiotisch doel kan bereikt worden. Op die manier kan tijdens die uitlooperperiode van het uitmijnbeheer ook het effect van de stikstofbemesting wegebben en kan ook het biotisch herstel al beginnen. In de eerste jaren na het stopzetten van de stikstofbemesting zal er door de na-effecten van de stikstofbemesting allicht ook nog een hogere P-afvoer zijn dan zou verwacht worden op basis van de maadata. Smits et al. (2008) beschreven een hogere biomassa-productie tot vijf jaar na het stopzetten van de stikstofbemesting. Meer concrete richtlijnen voor uitmijnen staan beschreven in de volgende paragraaf.

Percelen met een biobeschikbare fosforvoorraad in de buurt van het doel, die binnen de tien jaar met intensief maaibeheer dat doel kunnen bereiken, wordt dus een maaibeheer aangeraden. De fosforafvoer zal dan iets trager verlopen dan bij uitmijnen, maar de bestaande soortenrijkdom wordt niet aangetast en de overmaat van stikstof kan uit het ecosysteem vervliegen en uitspoelen wat deze percelen helemaal voorbereidt op biotisch herstel. Bij een intensief maaibeheer wordt er gestreefd naar een maximale biomassaoogst (en dus P-export), als dat mogelijk is wordt een perceel dus drie keer gemaaid. Dit zal niet enkel het abiotisch herstel ten goede komen, maar ook het biotisch herstel. Intensief maaibeheer kan helpen om de dominantie van de grasmat te doorbreken en op die manier vestigingskansen bieden aan kruidachtige planten.

Een laatste methode is chopperen, wat kan beschouwd worden als een mengvorm van maaien en plaggen. Chopperen reduceert de stikstofvoorraad in de bovenlaag van de bodem en creëert mogelijkheden voor vestiging van doelsoorten. Door het recente succes van chopperen in heideherstel worden steeds betere choppermachines gebouwd die ook in grasland zouden kunnen ingezet worden. Echter, de grasmat is op graslanden vaak veel dikker en de bodem in het studiegebied bevat veel stenen. Toch denken we dat chopperen van de graslanden binnen het project een succes kan zijn, maar dat we twee tot driemaal met de machine zullen moeten passeren (in tegenstelling tot heide, waar een werkgang volstaat). Tevens moet erover gewaakt worden dat er geen erosie optreedt bij chopperen op hellende percelen. Dit kan vermeden worden door strooksgewijs te chopperen, zodat geen te grote verstoorde oppervlakte ontstaat; op die manier zal er ook steeds habitat aanwezig blijven voor fauna die afhankelijk is van vegetatie. Het uitvoeringstijdstip van chopperen is net zoals voor plaggen tussen augustus en februari (Gybels et al., 2013), op erosiegevoelige percelen kan dus best tot februari gewacht worden. Chopperen van de vegetatie is dus een herstelmethode die net zoals intensief maaien best ingezet wordt op percelen waar de abiotische omstandigheden voor P al (bijna) het doel bereikt hebben, maar waar de vegetatie nog weinig soortenrijk is. Chopperen zou ook een heel geschikte nabehandeling kunnen zijn op percelen die uit een uitmijnbeheer komen (al dan niet na een aantal jaar intensief maaien).

In percelen die de abiotische doelstelling voor P gehaald hebben (15 mg/kg Olsen P voor glanshaver, 10 mg/kg Olsen P voor kalkgrasland of heischraal grasland) kan in principe het biotisch herstel optreden. Belangrijke voorwaarde hierbij is dat de stikstofdepositie onder de kritische depositielastwaarde daalt (§1.3.3). Dat is momenteel voor veel percelen nog niet het geval, zeker niet als de doelvegetatie heischrale graslanden zijn. Die overmaat aan stikstof kan wel (gedeeltelijk) afgevoerd worden door intensief maaien van het perceel en zeker door chopperen.

4.2.3 Beheerlijnen bij uitmijnen

Bij abiotisch herstel met behulp van uitmijnen is het de bedoeling om door een selectieve bemesting de groeilimitatie door N- en/of K-tekort op te heffen. De benodigde hoeveelheid N en K hangt af van de biomassa-productie, die op zijn beurt afhangt van de concentratie aan biobeschikbaar P. Voor elk perceel zal in de volgende paragrafen een uitmijnperiode weergegeven worden die moet doorlopen worden voor er overgeschakeld wordt op de uitlooperperiode van abiotisch herstel met intensief maaibeheer. Afhankelijk van het aantal jaar dat een perceel nog verwijderd is van het stopzetten van de bemesting, zal er een dosis moeten toegediend worden (Tabel 3). Bijvoorbeeld, een perceel dat initieel 18 jaar onder uitmijnbeheer geplaatst wordt zal na 5 jaar (= 13 jaar van tussentijds doel) een dosis van bemestingstrap "C" nodig zijn. Voor het bemestingsregime bij elke trap werd rekening gehouden met enerzijds de gegevens uit de literatuur (Tits et al., 2016) en anderzijds met de gevonden afvoer van N en K in de percelen. In principe moet er, om optimale groei te bekomen en uitspoeling te voorkomen, exact evenveel N en K bemest worden als er afgevoerd kan worden met het hooi.

De eerste bemesting vindt best plaats bij het begin van het groeiseizoen in het vroege voorjaar. De tweede en derde bemestingsronde gebeurt best zo vlug mogelijk na de eerste en tweede maaibeurt. Een derde bemestingsronde is enkel nodig als de percelen ook een derde keer gemaaid worden. Het doel van uitmijnen is de P-export maximaliseren, het streefdoel is dan ook om elk perceel onder uitmijnbeheer effectief drie keer te maaien. In sommige jaren zal dit mogelijks bemoeilijkt worden door de weersomstandigheden.

Tabel 3: Bemestingsadvies voor uitmijnen van de percelen, de bemestingstrap wordt gekozen in functie van het aantal jaar dat een perceel verwijderd is van het tussentijds doel waarna overgeschakeld kan worden op maaibeheer. Voor stikstof wordt de hoeveelheid uitgedrukt in kg N, de totale hoeveelheid op jaarbasis wordt weergegeven en de hoeveelheid die opgebracht wordt voor elke snede tussen haakjes. Idem voor K, uitgedrukt als kg K₂O.

Jaar verwijderd van stopzetten bemesting	Bemestingstrap	N (kg N als ammoniumnitraat)	K (kg K ₂ O)
1-5	A	110 (50 + 30 + 30)	130 (70 + 35 + 25)
5-10	B	120 (60 + 30 + 30)	145 (80 + 40 + 25)
10-15	C	140 (70 + 35 + 35)	160 (90 + 40 + 30)
> 15	D	190 (90 + 50 + 50)	240 (130 + 70 + 40)

Voor de stikstofbemesting valt een bemesting met ammoniumnitraat (NH₄NO₃) aan te raden. Ammoniumnitraat bevat zowel nitraat, wat vlug beschikbare stikstof omvat als ammonium, dat kan vastgelegd worden op humus- en kleideeltjes en pas later vrijkomt. Ook belangrijk is om niet alle meststof in een mestbeurt op te brengen, want dan wordt er een grote overmaat gecreëerd waarbij er veel stikstof uitspoelt in het grondwater. Bovendien staat die grote overmaat in het begin van het groeiseizoen niet garant voor een voldoende hoge N-beschikbaarheid later op het seizoen.

Op de percelen van natuurpunt werd zowel KAS als “Novurea” gebruikt als stikstofbemesting, beiden met goed resultaat vlak na bemesting. “Novurea” bevat een ureaseremmer waardoor deze meststof geschikt zou zijn om met een enkele mestbeurt een heel groeiseizoen de stikstofbeschikbaarheid op pijl te houden. Bij de percelen waar dit gebeurde werd toch een stikstoftekort vastgesteld bij de tweede maaibeurt. Dit kan te wijten zijn aan de natte maanden juni en juli, maar dit vraagt toch opvolging bij verder toepassen van deze meststof. Mogelijks is het dus ook bij gebruik van “Novurea” nodig om een tweede bemestingsronde uit te voeren.

Voor kaliumbemesting is een bemesting met K_2O aan te raden, opnieuw in verschillende mestbeurten. Op de percelen van Natuurpunt werd patentkali gebruikt als kaliumbemesting. Patentkali bevat lage gehalten aan chloor, dat wel veel voorkomt in andere kaliummeststoffen en giftig kan zijn voor bodembiota. Op de leembodems van het studiegebied is de groei-limitatie door K minder sterk dan voor N, dat blijkt uit de KNI waarden (zie §3.3.3 en Figuur 25). Toch is er voor enkele percelen nu al een lichte kaliumlimitatie. Als er uitgemijnd zou worden met enkel N, dan zou K meer limiterend worden voor de optimale groei. Het valt dus aan te raden N en K steeds samen op te brengen.

4.3 Beheeradvies per gebied

4.3.1 Inleiding

In deze paragraaf zullen we het beheeradvies voor elk deelgebied kort toelichten en visualiseren door middel van kaartjes. Het beheeradvies in de kaartjes is opgesteld met als streefdoel herstel van schraalgrasland (i.e. kalkgrasland of heischraal grasland). Enkel voor het Zinkreservaat werd zinkweide als streefdoel gesteld, maar dit wordt steeds expliciet vermeld in het bijschrijft (Kaart 33). Het beheeradvies voor abiotisch herstel tot glanshaverhooiland werd ook uitgewerkt en kan geraadpleegd worden in Tabel 11 en in Kaarten 44-56 in bijlage. Op elk kaartje staat de kleur groen voor percelen die het abiotisch doel al bereikt hebben en de kleur oranje voor intensief maaibeheer (aantal jaar als label). De kleur rood staat voor uitmijnen als herstelbeheer. Voor het uitmijnen werden twee scenario's doorgerekend:

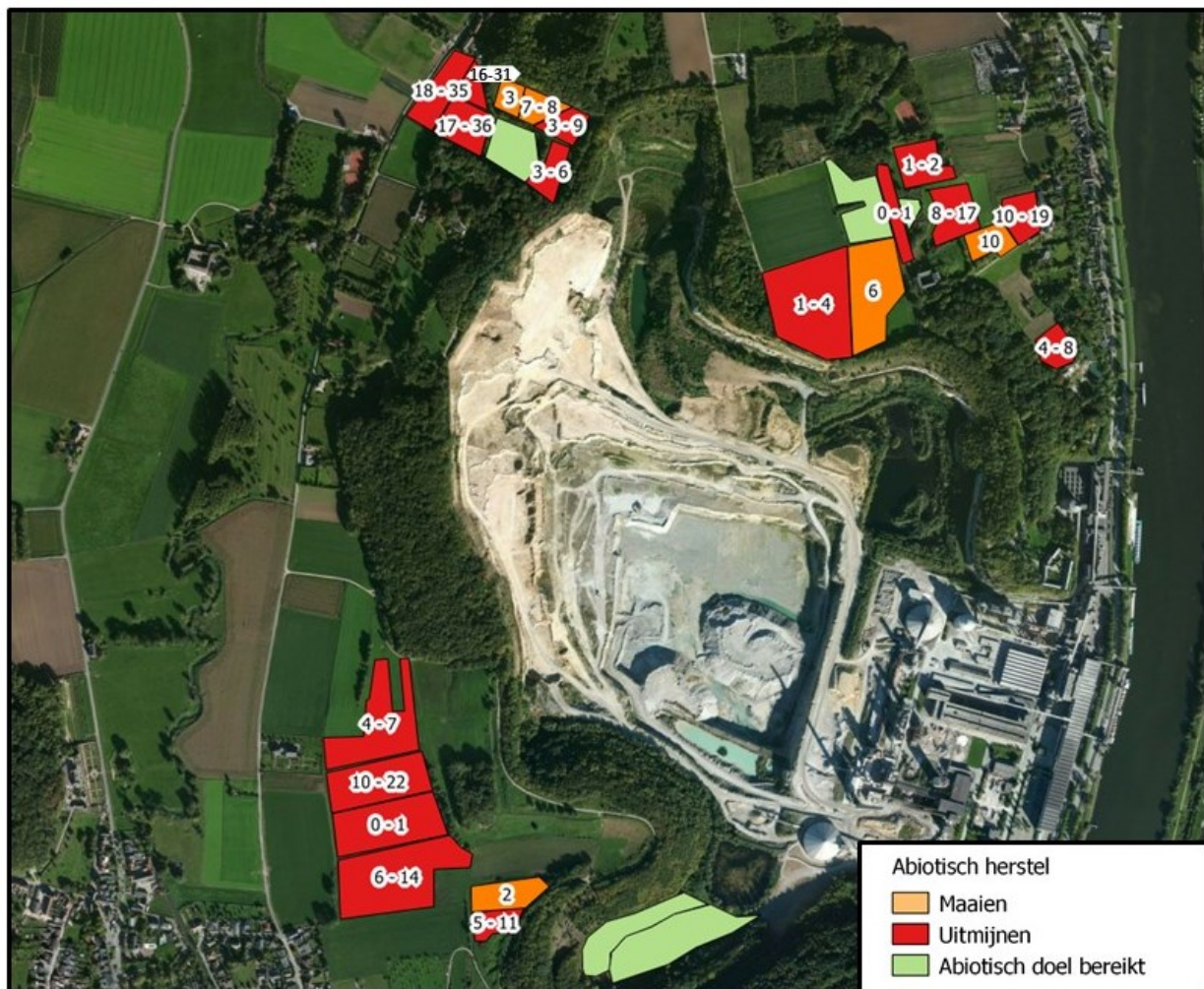
- Een conservatief scenario dat uitgaat van een diepte van 30 cm en een afvoer zoals gevonden in de vegetatiestaalname (oranje curve in Figuur 28).
- Een best-case scenario dat uitgaat van een diepte van 20 cm en een afvoer zoals verondersteld kan worden op basis van extrapolatie (rode curve in Figuur 28).

Het label bij percelen onder uitmijnbeheer is dus weergegeven als een interval van het aantal jaren tussen best-case en conservatief scenario. De reële duur van herstel zal variëren tussen percelen en afhangen van de hydrologie en de effectieve P-afvoer bij uitmijnen. Om beter in te schatten hoe lang het uitmijnbeheer zal moeten duren is het nuttig om na een aantal jaren de exacte P-afvoer met maaien te bepalen in verschillende percelen onder uitmijnbeheer. Met behulp van die gegevens kan de range tussen conservatief en best-case scenario significant verkleind worden.

De resultaten staan ook weergegeven in Tabel 11, samen met de duur van abiotisch herstel volledig op basis van een intensief maaibeheer. Hiermee kan de tijds winst met behulp van uitmijnen ingeschat worden en het kan een houvast zijn voor percelen waar het om uiteenlopende redenen gevoelig is om meststof op te brengen. Tenslotte staat in Tabel 11 ook de tijdsduur weergegeven van abiotisch herstel tot glanshaverhooiland (volgens best-case en conservatief scenario voor uitmijnen en enkel maaien).

4.3.2 Natuurmonumenten: Sint-Pietersberg

Bij de percelen van Natuurmonumenten op de Sint-Pietersberg zijn er een vijftal percelen waar het abiotisch doel voor fosfor al bereikt is. Enkel op percelen 102 en 103 is de vegetatie ook echt soortenrijk, in de andere drie percelen en zeker in perceel 94 is de soortensamenstelling eerder beperkt te noemen. De aanbevelingen uit §4.5 kunnen hier van toepassing zijn: het afvoeren van overmatige stikstof, het doorbreken van de dominantie van de grasmatten en het herintroduceren van zaadbronnen en bodembiodiversiteit. Slechts enkele percelen kunnen mits een aantal jaar intensief maaien in principe het abiotisch doel behalen. Voor de meeste percelen raden we een aantal jaar specifieke bemesting met stikstof en kalium aan om het abiotisch herstel te versnellen. Voor de recent verworven percelen uit landbouwbeheer (190-192) is de uitmijnperiode heel lang. Hier zou in principe kunnen overwogen worden om af te graven, echter de onderlaag (15-30 cm diep) bevat haast evenveel fosfor als de bovenlaag. Dat betekent dat er bij afgraven minstens 30 cm zou verwijderd moeten worden. Als deze ingreep overwogen wordt is bijkomend bodemonderzoek in de diepte noodzakelijk. Bovendien ligt het perceel op een vrij steile helling en lijkt er nu al afspoeling te zijn. Alles samen lijkt afgraven dus ook niet echt aangewezen als methode voor abiotisch herstel. Omdat de uitgangssituatie een akker is kan er hier, om het proces van uitmijnen te versnellen, eventueel wel gekozen worden voor een ander gewas (vb. boekweit of luzerne)(Figuur 17).



Kaart 29: Advies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland van de percelen van Natuurmonumenten op de Sint-Pietersberg.

4.3.3 Natuurmonumenten: Doalkensberg

Bij Doalkensberg voldoet enkel perceel 158 aan het abiotisch doel voor biobeschikbare fosfor voor ontwikkeling van een soortenrijk kalkgrasland. De vegetatie in dit perceel is ook al behoorlijk soortenrijk. De percelen onder de klif (115 & 116) kunnen met een aantal jaren maaibeheer het abiotisch doel bereiken. Voor de percelen 156 en 157 adviseren we voor een vlot abiotisch herstel een uitmijnperiode van 3-7 en 1-4 jaar, gevolgd door 10 jaar intensief maaien (of chopperen). Gezien het feit dat de huidige vegetatie al behoorlijk soortenrijk is (mede door opbrengen van hooi), kan hier ook gekozen worden om af te zien van selectieve bemesting en kan louter op basis van intensief maaien het abiotisch doel nagestreefd worden (geschatte duur respectievelijk 20 en 15 jaar). Voor abiotisch herstel van de hoogstgelegen percelen bovenop de klif (114 en 155) adviseren we uitmijnen over een periode van 2 en 20-38 jaar, gevolgd door 10 jaar intensief maaien (of chopperen) om het abiotisch doel voor kalkgrasland te bereiken.

Voor perceel 155 kan de vraag gesteld worden of het opportuun is om 30-48 jaar intensief te beheren alvorens het streefdoel bereikt wordt. Ook hier is de onderlaag ook erg fosforrijk, dus afgraven zou tot op vrij grote diepte moeten gebeuren. Als deze ingreep overwogen wordt is bijkomend bodemonderzoek in de diepte noodzakelijk. Een andere mogelijkheid is om hier naar een ander habitatype te streven dat minder gevoelig is aan een hoge biobeschikbare fosforvoorraad.



Kaart 30: Advies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland van de percelen van Natuurmonumenten bij Doalkensberg

4.3.4 Natuurmonumenten: Overgeul

In Overgeul voldoet geen van de percelen aan de abiotische vereisten voor het herstel van soortenrijk grasland en ook op korte termijn zal dit doel niet bereikt worden. Voor herstel tot kalkgrasland zal er voor de percelen 119, 120 en 121 respectievelijk 6-7, 1-2 en 2 jaar uitmijnen en 10 jaar intensief maaien nodig zijn om het abiotisch doel te bereiken. Voor percelen 117 en 118 loopt dat op tot 11-23 en 19-37 jaar uitmijnen.

Op perceel 119-121 zou afgraven van de bovenste 15 cm een optie kunnen zijn, want de onderlaag voldoet wel aan het abiotisch doel voor kalkgrasland.

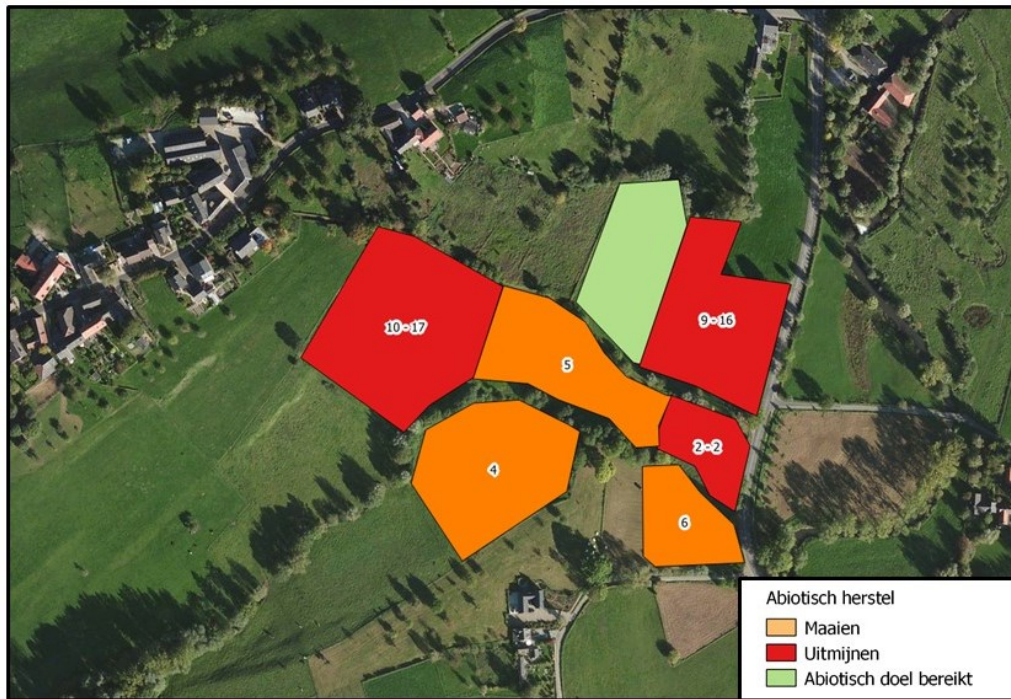
Een andere optie voor de percelen in Overgeul is om te streven naar glanshaverhooiland, wat de abiotische eisen voor fosfor minder streng maakt. Voor percelen 120 en 121 kan dit doel bereikt worden na 8 jaar intensief maaien. Percelen 117, 118 en 119 zouden respectievelijk 9-18, 16-31 en 2 jaar uitmijnen en 10 jaar intensief maaien moeten ondergaan om de vereiste P_{015} van 15 mg/kg te bereiken.



Kaart 31: Advies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland voor de percelen van Natuurmonumenten bij Overgeul

4.3.5 Natuurmonumenten: Schweiberg

Bij Schweiberg heeft perceel 128 al het fosforstreefdoel voor heischraal grasland bereikt, de vegetatie op het perceel is nochtans nog niet echt soortenrijk te noemen, dus daar spelen andere beperkingen (zie §4.5). Percelen 123, 124 en 126 kunnen in principe na 4, 5 en 6 jaar intensief maaien het streefdoel voor heischraal grasland bereiken. Op percelen 122, 125 en 127 is respectievelijk 10-17, 2 en 9-16 jaar uitmijnen nodig, gevolgd door 10 jaar intensief maaien om het streefdoel voor heischraal grasland te bereiken. Om op deze drie percelen de abiotische randvoorwaarden voor glanshaverhooiland te herstellen is respectievelijk 7-13, 0 en 5-8 jaar uitmijnen nodig, gevolgd door 10 jaar intensief maaien (of chopperen).



Kaart 32: Advies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland voor de percelen van Natuurmonumenten bij Schweiberg.

4.3.6 Natuurmonumenten: Zinkreservaat

In het zinkreservaat voldoet van de onderzochte percelen enkel referentieperceel 154 aan de abiotische randvoorwaarden voor zinkweide. Percelen 147 en 150-153 kunnen met een intensief maaibeheer binnen de tien jaar het abiotisch doel voor zinkweide op vlak van fosfor behalen. In percelen 150-153 is de zinkconcentratie allicht te laag om zinkweide te herstellen en kan beter op een ander habitatype gefocust worden. De doelfosforconcentratie voor glanshaverhooiland kan op die percelen bereikt worden na respectievelijk 8, 1, 1 en 4 jaar intensief maaien; voor heischraal grasland wordt dat respectievelijk 2 jaar uitmijnen en 10 jaar maaien (perceel 150) en 3, 3 en 7 jaar intensief maaien (151, 152 en 153). Voor percelen 148 en 149 is voor een herstel van de abiotische randvoorwaarden voor zinkweide een periode van 6-10 en 2 jaar uitmijnen nodig, gevolgd door 10 jaar intensief maaien. Om de fosforvoorraad sneller te doen afnemen zou op deze percelen kunnen overwogen worden om de bovenste laag af te graven, de fosforconcentratie in de onderlaag voldoet aan de vereisten voor zinkweide en de zinkconcentraties zijn nog hoger dan in de bovenlaag voor deze percelen. Als deze ingreep overwogen wordt is bijkomend verfijnd bodemonderzoek in de diepte noodzakelijk (om exact te kunnen beslissen hoe diep best wordt afgegraven).



Kaart 33: Advies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland in de percelen van Natuurmonumenten in het Zinkreservaat.

4.3.7 Natagora: Hombourg

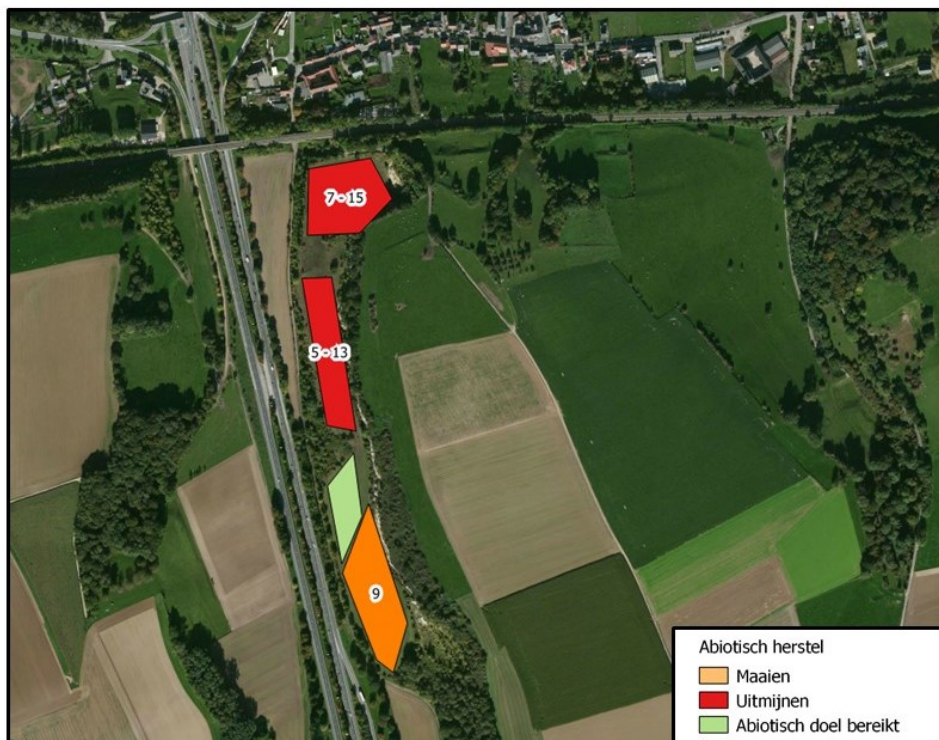
De percelen in Hombourg zijn ver verwijderd van het abiotisch doel om soortenrijk grasland te herstellen. Nochtans bevat de vegetatie (in percelen 131, 132 en 133) al enkele kruidachtige soorten. Dit komt allicht door het doorgedreven maaibeheer dat de voorbije jaren op deze percelen werd uitgevoerd, wat hier en daar de dominantie van het gras doorbroken heeft en vestigingskansen bood aan kruidachtigen, zeker op plaatsen waar kalk dagzoomt of waar droogtestress een rol speelt. De vooruitzichten voor vegetatieontwikkeling zijn echter niet geweldig, voor volledig herstel van de vegetatie van soortenrijk grasland zal de biobeschikbare fosforvoorraad moeten dalen en zal een lang abiotisch hersteltraject nodig zijn. Om de doelconcentraties te bereiken zal tussen de 10-19 en 23-45 jaar uitmijnen nodig zijn, gevolgd door nog eens tien jaar intensief maaien. Ook in de onderlaag is de fosforvoorraad (veel) te hoog, dus oppervlakkig afgraven is ook geen optie voor abiotisch herstel in functie van soortenrijk grasland.



Kaart 34: Advies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland in de percelen van Natagora in Hombourg..

4.3.8 Natagora: Boirs

Perceel 187 in Boirs heeft voor fosfor de gewenste concentratie voor vestiging van kalkgrasland. Voor perceel 186 kan de abiotische doelsituatie gerealiseerd worden na 9 jaar intensief maaien. Percelen 188 en 189 zijn verder verwijderd van het abiotisch doel van het herstel van kalkgrasland, een uitmijnperiode van 5-13 en 7-15 jaar, gevolgd door 10 jaar intensief maaien is nodig om de fosforvoorraad te doen dalen tot een niveau dat een soortenrijk kalkgrasland toestaat. Bijkomend aandachtspunt voor de percelen in Boirs is de naastgelegen snelweg die er mogelijks voor zorgt dat de KDW voor kalkgrasland overschreden wordt.



Kaart 35: Advies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland in de percelen van Natagora te boirs.

4.3.9 Natagora: Bassenge

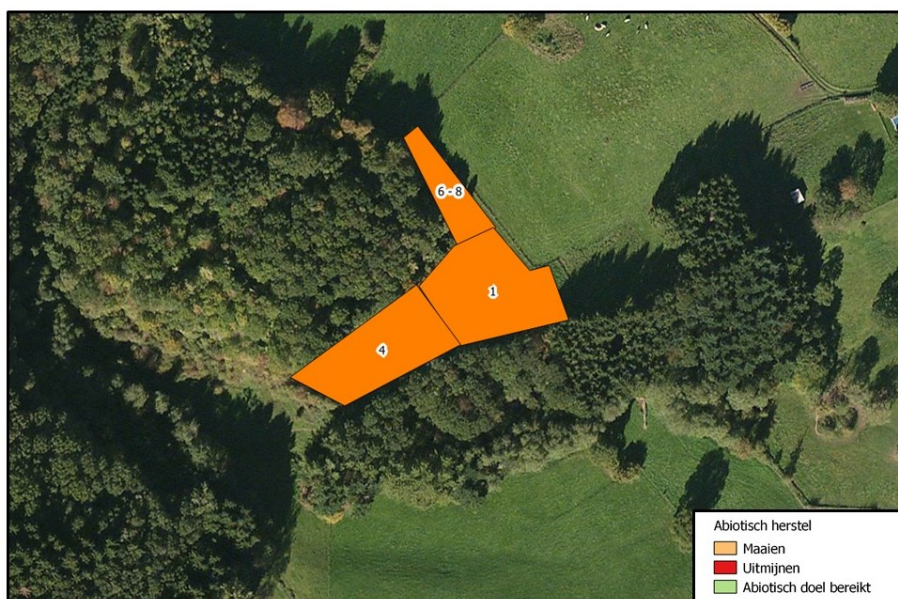
Voor de percelen 140 en 141 van Natagora te Bassenge volstaat 6 jaar intensief maaibeheer om het abiotisch doel voor herstel van schraal, soortenrijk grasland te bereiken. De vegetatie is momenteel ook al erg soortenrijk, zeker in perceel 141. Voor percelen 138 en 139 is respectievelijk 2-5 en 3-6 jaar uitmijnen nodig, gevolgd door intensief maaibeheer om het streefdoel te bereiken.



Kaart 36: Advies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland op de percelen van Natagora in Bassenge.

4.3.10 Natagora: Hotton

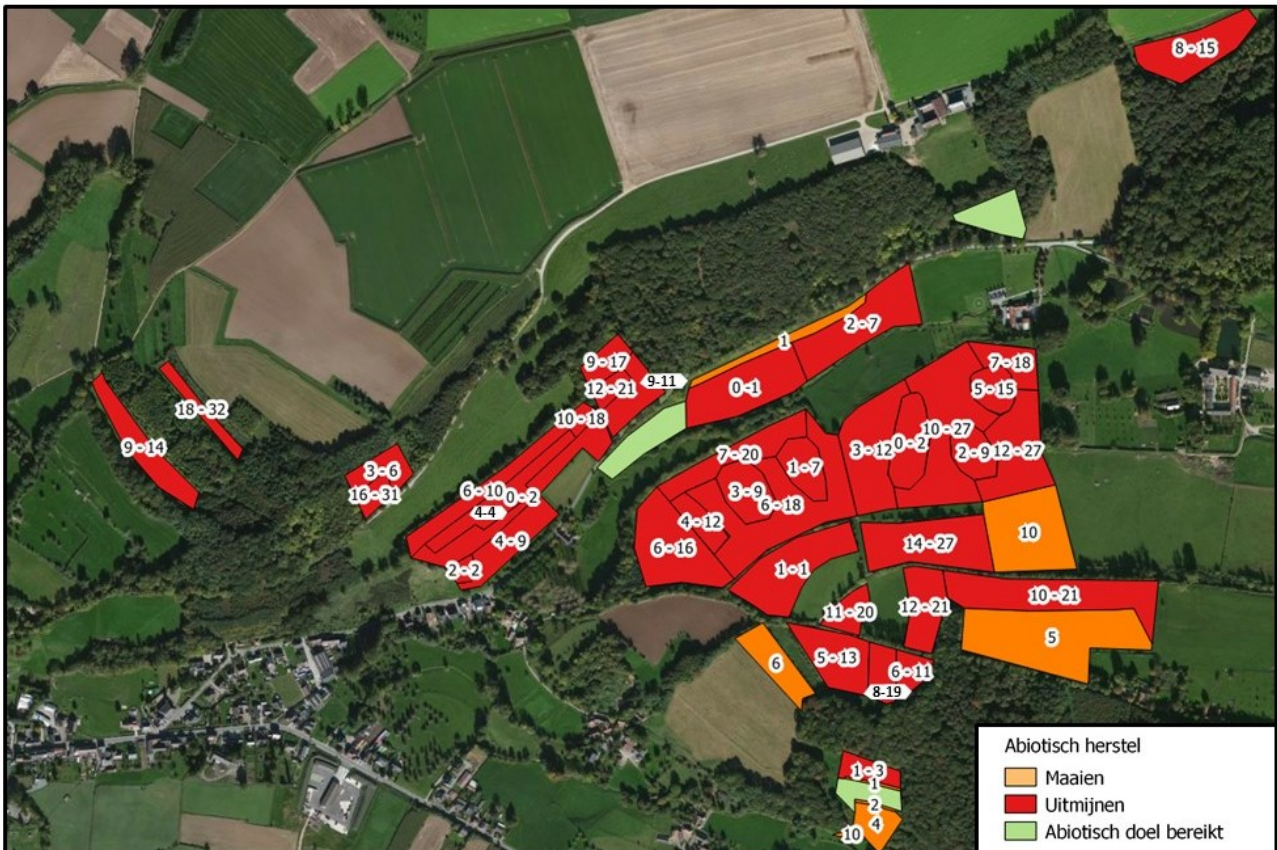
De percelen van Natagora te Hotton benaderen het abiotisch doel voor fosfor voor soortenrijk, heischraal grasland al vrij goed. Mits een intensief maaibeheer van respectievelijk 6-8, 1 en 4 jaar kan het doel bereikt worden in percelen 142, 143 en 144. In perceel 113 is de vegetatie ook nu al enigszins soortenrijk.



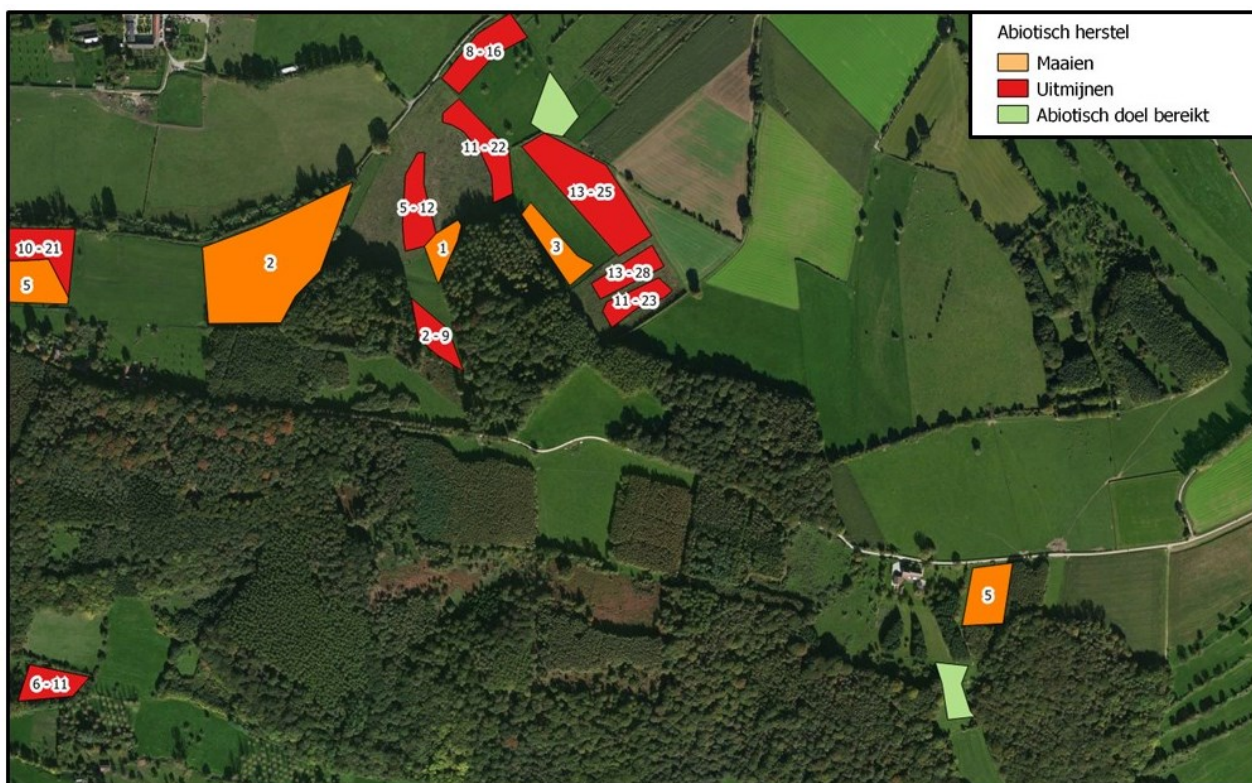
Kaart 37: Advies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland op de percelen van Natagora in Menil-Favay.

4.3.11 Natuurpunt: Voeren

Van alle onderzochte percelen van Natuurpunt in voeren zijn er slechts 5 percelen die het abiotisch doel al bereikt hebben voor soortenrijk grasland. Twaalf percelen kunnen met een intensief maaibeheer in minder dan 10 jaar het abiotisch doel bereiken voor kalkgrasland of heischraal grasland. Voor de meerderheid van de percelen is uitmijnen een geschikte optie om het abiotisch herstel te versnellen. Percelen 78-90 bijvoorbeeld zouden het abiotisch doel bereiken na tussen de 0-2 en de 12-27 jaar uitmijnen, gevolgd door 10 jaar intensief maaien of (chopperen).



Kaart 38: Advies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland op de percelen van Natuurpunt in Voeren (West).



Kaart 39: Advies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland op de percelen van Natuurpunt in Voeren (Oost).

4.3.12 Natuurpunt: Tiendeberg

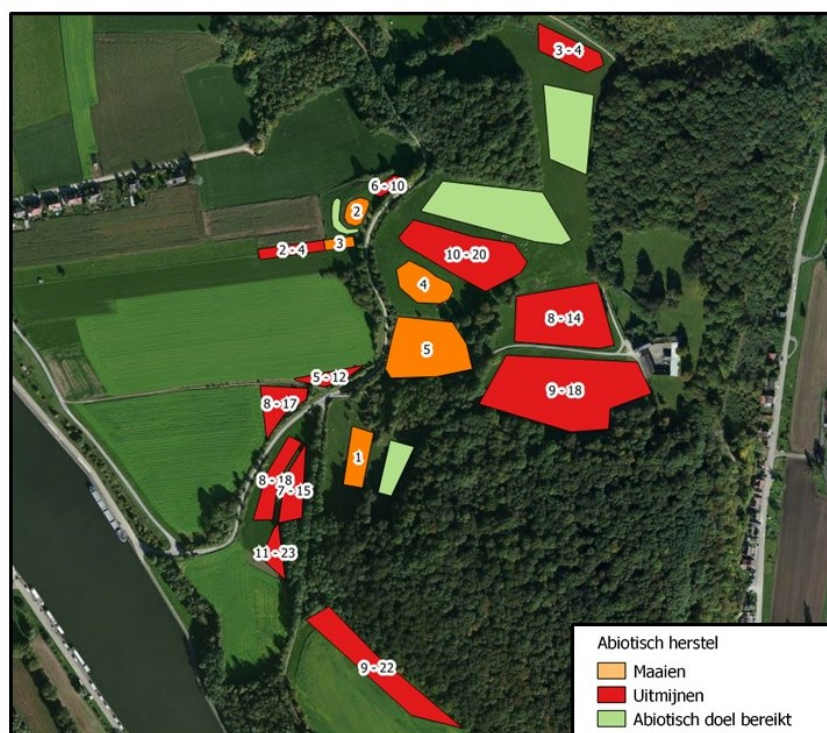
Op de Tiendeberg hebben de drie percelen op de helling het abiotisch doel voor fosfor bereikt voor een soortenrijk heischraal grasland. De vegetatie in perceel 8 is momenteel nochtans helemaal niet soortenrijk te noemen, maar fosfor is hier niet de hinderpaal. Perceel 193 zit volgens onze meting eigenlijk iets boven de grenswaarde, maar wordt toch beschouwd als een referentieperceel gezien de soortensamenstelling en het feit dat de P_{ols} allicht een overschatting is door het feit dat de stalen voornamelijk bovenaan de helling werden genomen. De percelen op het plateau, met een landbouwvoorgeschiedenis, zijn verder verwijderd van het abiotisch doel. Voor het herstel van soortenrijk grasland raden we hier uitmijnen aan gedurende 2-7 tot 14-31 jaar, gevolgd door 10 jaar intensief maaien (of chopperen).



Kaart 40: Advies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland op de percelen van Natuurpunt op de Tiendeberg.

4.3.13 Natuurpunt: Plateau van Caestert

Op het plateau van Caestert zijn er zoals eerder gezegd 4 percelen die voor fosfor het abiotisch doel voor soortenrijk grasland bereikt hebben (percelen 15, 19, 22 en 27). Nochtans is de vegetatie enkel in perceel 22 soortenrijk te noemen. Op percelen 14, 16, 17, 21 en 13 kan het abiotisch doel binnen de 5 jaar bereikt worden met een intensief maaibeheer. Voor abiotisch herstel van de overige percelen adviseren we een aantal jaar uitmijnen (van 2-4 tot 11-23 jaar), gevolgd door tien jaar intensief maaibeheer (of chopperen).



Kaart 41: Beheeradvies voor abiotisch herstel tot schraalgrasland op de percelen van Natuurpunt op het plateau van Caestert.

4.4 Bijkomende bevindingen

4.4.1 Ruimtelijke variabiliteit

Bij de bespreking van de resultaten van het bodemonderzoek met de beheerders viel het op dat de abiotische randvoorwaarden soms fel verschilden tussen aanliggende percelen, terwijl er geen onderscheid te zien was op het terrein (in vegetatiesamenstelling en biomassaproductie). De percelen 17, 18, 19, 26 en 27 van Natuurpunt op het Plateau van Caestert waren hiervan een uitgesproken voorbeeld. Om een beter zicht te krijgen op de ruimtelijke variabiliteit werden bijkomende stalen genomen (Kaart 42). Deze stalen werden heel lokaal genomen (mengstaal van 3 meetpunten op enkele meters van elkaar) en enkel de pH, de biobeschikbare fosforvoorraad en traag-circulerende fosforvoorraad van de bovenlaag werden bepaald.



Kaart 42: Overzicht van de biobeschikbare fosfor (P_{ols}) in de bijkomende staalnamepunten (167-190) en in de bemonsterde percelen (17, 18, 19, 26 en 27) van Natuurpunt op het plateau van Caestert.

Uit de resultaten blijkt dat de originele staalname een erg robuust beeld geeft van de bodemkarakteristieken van de percelen (Tabel 7). Immers, de waarden van de bijkomende staalnamepunten varieert aanzienlijk, maar het gemiddelde van de bijkomende staalnamepunten per perceel benadert telkens de waarde die gevonden werd in het originele perceel.

Het is verder opvallend dat de gevonden waarden in staalnamepunten binnen een perceel soms sterk variëren (vb. perceel 17, P_{ols} van 19.95, 13.06 en 4.72 in de drie bijkomende staalnamepunten). In andere percelen is de variatie tussen staalnamepunten eerder klein (vb. perceel 19, P_{ols} van 10.63, 11.15, 8.94, 6.49 en 5.55 in 5 bijkomende staalnamepunten).

Tabel 4: Overzicht van de bodemparameters in de bovenste laag van de bodem in de bijkomende stalen, ten opzichte van de originele staalname in de percelen waarin de bijkomende staalnamepunten gelegen zijn.

ID	pH H2O	Pols (mg/kg)	Poxa (mg/kg)	ID	pH H2O	Pols (mg/kg)	Poxa (mg/kg)
175	5.78	19.95	220.57	17	5.91	17.58	113.06
176	5.84	13.06	168.50				
177	5.85	4.72	69.68				
170	5.66	28.41	307.67	18	6.01	43.27	356.92
174	5.80	36.19	304.73				
167	5.97	10.63	113.44	19	6.24	8.67	101.83
168	6.31	11.15	111.91				
169	5.89	8.94	107.39				
171	6.60	6.49	62.13				
172	6.22	5.55	74.50				
183	6.61	40.18	353.08	26	6.52	46.41	354.60
184	6.29	51.94	463.72				
185	6.10	12.66	162.27				
179	6.84	5.88	82.57	27	6.29	8.97	98.02
180	6.43	4.44	81.79				
173	5.80	10.25	116.02				
178	6.56	10.63	120.68				
181	6.67	23.51	228.82				
182	6.64	14.18	194.53				

Specifiek voor het Plateau van Caestert bevestigen de bijkomende staalname dat er grote variatie is in de biobeschikbaarheid van fosfor in de bodem tussen percelen en ook binnen percelen. De grote verschillen (vb. tussen perceel 18 en 19) lijken te wijzen op een verschil in voormalig landgebruik. Dit wordt plaatselijk allicht versterkt door de topografie, zoals in perceel 17 waar de biobeschikbare fosforconcentratie sterk afneemt met de helling.

Algemene conclusies uit dit bijkomend onderzoek moeten met de nodige omzichtigheid geïnterpreteerd worden wegens het beperkt aantal staalnamepunten. Maar het lijkt dat de originele staalname, met mengstalen op perceelniveau over het algemeen goed de (gemiddelde) bodemtoestand van een perceel weergeeft. Bij het uitvoeren van een abiotisch herstelbeheer op basis van deze bodemwaarden zal, afhankelijk van de variatie binnen het perceel, het abiotisch doel vlugger bereikt worden in sommige zones van het perceel. Ook daarom is de aanbeveling om een uitlooffase te voorzien na uitmijnbeheer nuttig, zo kunnen soorten zich vlugger vestigen in delen van het perceel die het doel vlugger bereikt hebben.

4.4.2 Afgegraven percelen in Voeren

In het kader van een vorige natuurinrichting (LIFE Hélianthème) werden in 2009 op 13 plaatsen in Voeren bodemstalen genomen om de biobeschikbare fosforvoorraad in de bodem (P_{ols}) te bepalen (Kaart 43). Op basis van de toenmalige meting werden een aantal percelen in voormalig landbouwgebruik (zowel akker als grasland) afgegraven met als doel de overmaat aan fosfor te verwijderen en de abiotische condities optimaal te maken voor soortenrijk grasland. Bij de bemonstering in 2015 werd elk van deze plaatsen opnieuw bemonsterd, hetzij als deel van de percelen in Voeren, hetzij als bijkomend bodemstaal om specifiek te kijken naar de evolutie in biobeschikbare fosfor.

Bij de afgegraven percelen is de biobeschikbare fosfor in 2015 voor elk perceel een heel stuk lager dan de waarde in 2009 (Tabel 5). Voor de bovenste 15 cm van de bodem is de P_{ols} in 2015 gemiddeld 54.42 mg/kg lager dan in 2009 voor de afgegraven percelen; in de bodemlaag van 15-30 cm is er een gemiddelde afname van 26.68 mg/kg. Die sterke afname was ook te verwachten, want met het afgraven van de bovenste, meest rijke laag is heel wat fosfor afgevoerd. Voor elk van deze percelen is het abiotisch doel voor kalkgrasland ($P_{ols} = 10$ mg/kg) bereikt. Het abiotisch herstel is dus zeer geslaagd te noemen. Dit wordt ook gereflecteerd in de vegetatie, die zeker in de percelen met een voorgeschiedenis als grasland (punten 3, 5, 8, 9) (ID 2009) al heel soortenrijk is (Dewyspelaere en Palmans, 2015).



Kaart 43: Biobeschikbare fosfor in de bodem (P_{ols}) van de 13 stalen die in 2009 werden genomen in Voeren.

Voor de niet-afgegraven percelen zien we over het algemeen een veel beperktere afname in biobeschikbare fosfor. Bovendien neemt de biobeschikbare fosfor ook niet in elk perceel af. Dit lijkt op het eerste zicht verrassend, maar is niet onlogisch omdat veel afhangt van de exacte locatie van staalname. In 2009 werd een punt bemonsterd (dat altijd toevallig net een stuk rijker of armer kan zijn aan fosfor dan het gemiddelde van het perceel), in 2016 een lokaal mengstaal (wat iets beter de ruimtelijke schommeling zou moeten opvangen). Bodemstaal 11 (ID 2009) werd bijvoorbeeld genomen in een stenige knik in het grasland, waar het overeenkomstige bodemstaal in 2015 (perceel 41, ID 2015) een gemiddelde is van het hele perceel. De hogere waarde van biobeschikbaar fosfor in 2015 is dus wellicht geen "toename" doorheen de tijd, maar eerder een effect van de verschillende methode van staalname. Binnen de niet-afgegraven percelen kunnen we nog een onderscheid maken op basis van het tussentijds beheer; sommige percelen werden gemaaid met afvoer (4, 10, 11; ID 2009), andere percelen werden begraasd (met sporadische afvoer van ruigtekruiden zoals braam en brem) (12, 13; ID 2009) en een laatste perceel werd geploegd, ingezaaid en gemaaid (6, 7; ID 2009). Per beheertype zien we erg uiteenlopende resultaten en de patronen zijn moeilijk (exclusief) door

beheer te verklaren, dus allicht speelt hier opnieuw een effect van staalname. Voor de niet-afgegraven percelen volstaat de verzamelde data dus niet om conclusies te trekken over de temporele evolutie van de biobeschikbare fosforvoorraad of het effect van beheer hierop. Hiervoor zouden meer staalnamepunten nodig zijn per beheertype en zou de staalname best lokaal en zo dicht mogelijk bij het originele staalnamepunt gebeuren.

Als we naar de bodemwaarden in 2015 kijken zijn er (naast de biobeschikbare fosforvoorraad) ook nog andere verschillen tussen de afgegraven en de niet-afgegraven percelen (Tabel 7). De percelen die afgegraven werden hebben bijvoorbeeld een hogere pH, zowel in de bovenste laag (8.22 vs 6.66 in alle niet-afgegraven percelen) als in de onderliggende bodemlaag (8.45 vs 7.04 in niet-afgegraven percelen). Bij ontgronden in heischraal grasland wordt vaak een effect van bodemverzuring gemeten. Hier zien we dus net het tegenovergestelde effect. Dit is echter logisch te verklaren omdat bij de afgegraven percelen het onderliggende kalksubstraat dat sterk basisch is veel meer aan de oppervlakte komt.

Algemene conclusies uit dit bijkomend onderzoek moeten met de nodige omzichtigheid geïnterpreteerd worden wegens het beperkte aantal staalnamepunten, maar samenvattend kunnen we dus stellen dat afgraven van de bemeste bovenlaag een erg succesvolle abiotische herstelmethode was in Voeren. Zoals eerder beschreven (§1.6.2) is ontgronden echter ook een erg dure maatregel, bovendien is biotisch herstel niet altijd gegarandeerd en bestaat er een gevaar voor bodemerosie. Binnen deze studie hebben we het biotisch herstel van de afgegraven percelen niet geëvalueerd, maar dit werd door de beheerders als er positief ervaren, zeker bij herstel vanuit grasland (Dewyspelaere en Palmans, 2015). Na het ontgronden in Voeren waren er wel klachten over erosie, wat ervoor zorgt dat bijkomende afgravingen heel gevoelig liggen en er vraag was naar bijkomend studiewerk over de haalbaarheid van uitmijnen. Bovendien liggen de graslandpercelen op het plateau van Caestert in een archeologisch monument waar afgraven niet toegestaan is.

Tabel 5: Overzicht van de biobeschikbare fosfor in de bodem van de stalen die in 2009 en in 2015 werden genomen in Voeren (P_{ols}). De bovenste 5 percelen in de tabel werden beheerd door te maaien; de onderste 8 percelen in de tabel werden afgegraven kort na de bodemstaalname in 2009.

2009			Tussentijds Beheer	2015		
ID 2009	P_{ols} 0-15 cm (mg/kg)	P_{ols} 15-30 cm (mg/kg)		ID 2015	P_{ols} 0-15 cm (mg/kg)	P_{ols} 15-30 cm (mg/kg)
4	62.0	43.0	Gemaaid	61	35.89	20.77
10	49.3	38.2	Gemaaid	85	18.29	21.91
11	29.3	12.3	Gemaaid	41	52.31	22.07
12	11.8	7.2	Begraasd	159	16.62	7.91
13	30.8	17.8	Begraasd	160	18.41	10.73
6	151.0	130.0	Gemaaid tot 2015, dan geploegd en ingezaaid	66	46.98	39.33
7	122.7	115.1				
1	32.5	14.2	Afgegraven	165	2.39	4.66
2	64.2	57.2	Afgegraven	166	8.16	15.11
3	53.2	28.8	Afgegraven	163	4.47	7.63
5	48.0	14.3	Afgegraven	164	1.68	1.90
8	92.7	56.1	Afgegraven	161	3.20	3.48
9	56.7	23.8	Afgegraven	162	0.85	1.53

4.5 Abiotisch doel voor fosfor bereikt en toch soortenarm

Uit de bodemanalyse bleek dat in verschillende percelen het abiotisch doel voor fosfor werd bereikt, maar dat de soortenrijkdom van de vegetatie erg beperkt was. Het gaat onder andere om de percelen 19, 27, 35, 45, 51, 94, 106, 108, 128 en 187. Het is duidelijk dat er hier een andere factor de vegetatieontwikkeling belemmert. Op basis van de wetenschappelijke literatuur (zie ook de inleiding) zijn er verschillende mogelijke oorzaken die het vestigen van de doelvegetatie kunnen belemmeren, ook als de abiotische condities op vlak van fosfor voldoen. De mogelijke oorzaken worden hieronder besproken en suggesties voor een geschikt beheer worden gegeven.

4.5.1 Stikstof

Zoals eerder beschreven heeft een te hoge beschikbaarheid van stikstof een sterk negatief effect op soortenrijkdom (zie ook Stevens et al. (2004); De Schrijver et al. (2011) en Storkey et al. (2015)). Stikstof is niet sterk gebonden aan bodemdeeltjes, dus bij stopzetten van bemesting zal de stikstofbeschikbaarheid in de bodem snel afnemen. Stikstofdeeltjes zijn vooral gebonden aan organisch materiaal en de beschikbare stikstof bevindt zich dus voornamelijk in de bovenste centimeters van het bodemprofiel en in de graszode. Een dichte graszode kan stikstof wel relatief makkelijk vasthouden en de beschikbaarheid van stikstof in de bovenlaag van de bodem potentieel nog vrij lange tijd op pijl houden na stopzetten van bemesting. De stikstofvoorraad in de bodemlaag van de bodem wordt ook aangevuld door atmosferische depositie. Als de kritische depositiewaarde (KDW) van stikstof voor een bepaald habitatype overschreden wordt is het onmogelijk om dit vegetatietype te herstellen zonder een intensief onderhoudsbeheer (zie §1.3.3, Van Dobben et al. (2012) en Storkey et al. (2015)).

Het probleem van stikstofdepositie moet in de eerste plaats aan de bron aangepakt worden. De atmosferische depositie zou onder de KDW moeten dalen voor alle natura 2000 gebieden. Om dit doel te bereiken is zowel in Nederland als in Vlaanderen een Programmatiese Aanpak Stikstof (PAS) in ontwikkeling. Dit beleidsinstrument moet samenwerking tussen overheden, natuurorganisaties, landbouwers en ondernemers versterken. Op die manier zou in de nabije toekomst de stikstofdepositie voor elk natura 2000 gebied onder de KDW-drempel moeten zakken, wat veerkrachtige natuur mogelijk maakt.

Een te hoge stikstofinput door atmosferische depositie kan ook (deels) gemitigeerd worden door een gericht beheer, als de depositiewaarden niet te hoog zijn (Jones et al., 2016; Storkey et al., 2015). Met intensief maaien, chopperen of plaggen wordt er meer stikstof afgevoerd dan er wordt afgezet (Jones et al., 2016). Door een doorgedreven beheer kan op die manier de stikstofbeschikbaarheid afnemen, ondanks de constante input. Bij chopperen of plaggen zal ook de hoeveelheid organisch materiaal in de toplaag van de bodem afnemen, wat ervoor zal zorgen dat er minder stikstof kan vastgehouden worden. Bovendien wordt zo ook de dominantie van de grasmat doorbroken (zie §4.5.2). Zo krijgt de doelvegetatie alle vestigingskansen.

4.5.2 Gesloten grasmat

Een andere mogelijke reden waarom in deze graslanden niet de doelvegetatiesamenstelling teruggevonden wordt is de persistente dominantie van de grasmat. Voedselrijke situaties (hoge fosfor- of stikstofwaarden) zullen competitieve soorten zoals grassen bevoordelen (Hautier et al., 2009; Storkey et al., 2015). Bij het wegnemen van de voedselrijkdom (N én P) zal de bestaande grasmat (op korte en middellange termijn) mogelijk toch nog dominant aanwezig blijven en de vegetatieontwikkeling voor verschillende jaren blokkeren (Fagan et al., 2008). Dit neemt vestigingskansen weg van kruidachtige doelsoorten. Dit wordt in het

natuurbeheer soms ook het vervilten van graslanden genoemd. Schippers et al. (2012) spreken ook van het dominant-stadium in graslandontwikkeling waarbij de ontwikkeling voor verschillende jaren stil kan staan.

Er is bij een gesloten grasmat ook een versterkende interactie met de stikstofbeschikbaarheid. Een hoge stikstofbeschikbaarheid (door depositie bijvoorbeeld) zal leiden tot een grotere dominantie van grassen en een gesloten grasmat. Een gesloten graszode zal op zijn beurt meer stikstof vasthouden in de bovenlaag van de bodem en dus de stikstofbeschikbaarheid doen toenemen.

Met het beheer is het dus zaak om de dominantie van de grasmat te doorbreken. Dat kan door een doorgedreven maaibeheer met (minstens) twee maaibeurten per jaar (Schippers et al., 2012). De eerste maaibeurt vindt dan best vroeg op het seizoen plaats. Het grasland gaat best ook erg kort de winter in, zo kan de winterkou resulteren in gaten in de zode. Het optreden van droogtestress zal ook helpen om de dominantie van de grasmat te doorbreken, maar is natuurlijk moeilijker te sturen door een beheerder. Om de dominantie van de grasmat vlugger te doorbreken kan een mechanische verstoring van de zode helpen. De meest voor de hand liggende methode is het strippen van de vegetatie en de toplaag (chopperen).

4.5.3 Ontbreken van zaadbronnen van doelsoorten

Een andere mogelijke reden waarom de doelvegetatie niet teruggevonden wordt, kan het gebrek aan zaadbronnen van doelsoorten zijn. Na een jarenlang landbouwgebruik zullen de meeste doelsoorten verdwenen zijn uit de vegetatie. Na abiotisch herstel en afvoer van stikstof en fosfor en het openen van de grasmat zullen er wel vestigingskansen zijn voor de oorspronkelijke vegetatie, maar er moeten natuurlijk zaadbronnen aanwezig zijn, dan wel in de bodem (zaadbank) of aangevoerd uit aanliggende percelen (met wind, insecten, ...). Fagan et al. (2010) deden onderzoek naar de zaadbank van kalkgraslanden na herstelbeheer en vonden dat er veel minder typische soorten van kalkgraslanden in de bodem aanwezig waren dan in de referentiesites. De kwaliteit van de zaadbank nam bovendien af met de afstand tot de naastgelegen referentiesite, met de duur van het herstelbeheer en met hogere fosforwaarden.

Het ontbreken van (voldoende, kiemkrachtig) zaad van doelsoorten kan dus een hinderpaal zijn om doelvegetaties te herstellen. Als abiotisch herstel volledig uitgevoerd is en de dominantie van de grasmat doorbroken en de gewenste soorten afwezig blijven kan een herintroductie overwogen worden. Er bestaan talloze voorbeelden van geslaagde herintroducties in grasland (zie voor kalkgrasland bijvoorbeeld Kiehl et al. (2006)). Herintroductie kan door inzaaien van enkele doelsoorten of door het opbrengen van maaisel of plaggen van referentiepercelen.

Herintroductie is in natuurbeheerkringen een gecontesteerd onderwerp en de keuze om al dan niet over te gaan tot herintroductie is aan de beheerder. Voor een succesvolle en ecologisch verantwoorde herintroductie is het in elk geval nodig om rekening te houden met een aantal belangrijke criteria (Godefroid en Vanderborght, 2011). Zo is het bijvoorbeeld essentieel om het abiotisch herstel eerst volledig af te ronden en om de afstand tussen het te herstellen perceel en het referentieperceel zo klein mogelijk te houden en dus streekeigen zaadbronnen te gebruiken.

4.5.4 Ontbreken van bodembiota

Een laatste mogelijke oorzaak waarom de doelvegetatie op abiotisch herstelde percelen niet spontaan terugkomt, kan het ontbreken van geschikte bodembiota zijn zoals nematoden, microben en microarthropoden. De samenstelling van de bodemgemeenschap is helemaal anders bij graslanden in landbouwgebruik dan in soortenrijke graslanden onder natuurbeheer. Na abiotisch herstel van de bodem zal de bodemgemeenschap niet (meteen) mee evolueren naar de typische bodemgemeenschap van natuurlijke graslanden. De afwezigheid van dit karakteristieke bodemleven kan bovendien de vestiging van doelvegetatie

verhinderen. Dat blijkt uit recent onderzoek waarbij de bodemgemeenschap van soortenrijke graslanden geïnoculeerd werd in te herstellen graslanden en heidegebieden (Bobbink et al., 2016; Wubs et al., 2016). De vegetatie evolueerde veel sneller naar het doel als de karakteristieke bodemgemeenschap (mee) geïnoculeerd werd. Bodembiota kunnen, net als doelvegetatie, geherintroduceerd worden. Dat kan door het transporteren van bodem uit referentiegraslanden (bijvoorbeeld met plaggen).

5 Verder onderzoek

5.1 Opvolgen abiotisch herstel

Als het voorgestelde herstelbeheer de komende jaren geïnstalleerd wordt in de graslanden is het belangrijk om het abiotisch herstel op te volgen en eventueel bij te sturen. Zeker in het geval van uitmijnen is het cruciaal om te weten hoe ver de bodem in een bepaald grasland verwijderd is van het abiotisch doel om te vermijden dat het herstelbeheer te kort of te lang wordt uitgevoerd. Zoals blijkt uit de kaarten met beheeradvies is de kloof tussen het conservatief en het best-case scenario nog vrij groot voor uitmijnen. Bijkomende staalname zal ervoor zorgen dat het traject van abiotisch herstel veel beter kan worden ingeschat.

Het abiotisch hersteltraject kan op verschillende manieren bemonsterd worden. Van minder arbeidsintensief en goedkoop (§5.1.1) tot meer arbeidsintensief en duurder (§5.1.3). Hieronder worden de verschillende bijkomende bemonsteringsstrategieën besproken.

5.1.1 Bemonsteren biomassa productie

De meeste eenvoudige manier om het abiotisch hersteltraject op te volgen is het bepalen van de biomassa productie van een perceel onder uitmijnbeheer. Dit kan gemakkelijk door de beheerder zelf gebeuren. Vlak voor elke maaibeurt kan bijvoorbeeld op drie verschillende plaatsen in het grasland de vegetatie op een bepaalde oppervlakte geoogst worden, gedroogd worden en gewogen worden. Hiermee kan makkelijk de biomassa productie per hectare per jaar berekend worden. Met behulp van de biobeschikbare fosfor in de bodem (P_{ols}) en de relatie in Figuur 23 kan de fosforexport per hectare ruwweg geschat worden. Die geschatte fosforexport kan dan vergeleken worden met Figuur 28 om in te schatten of abiotische herstelsnelheid dichterbij het conservatief scenario (oranje lijn) of bij het best-case scenario (rode lijn) ligt.

Deze bemonstering kan dus zonder bijkomende analysekosten al een grote hulp zijn bij het verder inschatten van het abiotisch hersteltraject. Voor de eerste snede van 2016 werd in de graslanden van Natuurpunt in Voeren die in uitmijnbeheer waren het hooi in balen geperst en gewogen voor verkoop (Tabel 6). De productie ligt iets hoger dan de gemiddelde waarde die bij de bemonstering van percelen in uitmijnbeheer begin mei werd gevonden, maar wel lager dan de hoogste waarde (zie Figuur 26). De afvoer lijkt in de percelen in uitmijnbeheer dus al iets hoger te liggen dan het conservatieve scenario. Afvoergegevens voor 2017 en volgende jaren zullen heel interessant zijn om de snelheid van het hersteltraject verder in te schatten.

Tabel 6: Drooggewicht van de biomassa bij oogst van de eerste snede door Natuurpunt in enkele percelen in uitmijnbeheer. De oogst van verschillende percelen werd samengenomen, de P_{ols} is een gewogen gemiddelde van de bovenste laag van de bodem in de verschillende percelen.

Perceelsnummer	Gewogen gmiddelde P_{ols} (mg/kg)	Maaidatum	DS (ton/ha)
36, 38, 39 en 44	31.48	24 mei 2016	3.90
66	46.98	eind mei 2016	3.84
32, 33, 34, 59 en 60	28.79	14 juni 2016	3.59

5.1.2 Bemonsteren fosforexport

Een iets gecompliceerdere manier om het abiotisch hersteltraject op te volgen is door het exact bepalen van de fosforexport. De werkwijze is dezelfde als bij het bemonsteren van de biomassaproductie, maar de chemische samenstelling van de geogste vegetatie wordt geanalyseerd in het labo om de exacte fosforconcentratie en dus fosforafvoer in te schatten. Die fosforexport kan dan vergeleken worden met Figuur 28 om in te schatten of abiotische herstelsnelheid dichterbij het conservatief scenario (oranje lijn) of bij het best-case scenario (rode lijn) ligt.

Deze bemonstering kan door de beheerders zelf gebeuren. Het resultaat is hetzelfde als bij het bemonsteren van de biomassaproductie, maar is accurater. Deze bemonstering kan in principe al vanaf 2017 gebeuren, maar gezien de analysekost kan deze maatregel ook maar af en toe uitgevoerd worden (vb. om de 3 jaar).

5.1.3 Bemonsteren evolutie biobeschikbaar fosfor

De meest juiste manier om het abiotisch hersteltraject op te volgen is door het bepalen van de evolutie van de biobeschikbare en traag-circulerende fosfor in de bodem (P_{ols} en P_{oxa}). Dit kan door opnieuw mengstalen te nemen van de bodem in de graslanden onder abiotisch herstelbeheer en de concentratie biobeschikbare fosfor te bepalen in het labo.

Omdat de gemeten fosforconcentratie ook sterk zal afhangen van de exacte plaats van bodemstaalname (zie §4.4.2) is het moeilijk om op perceelsniveau de afname in biobeschikbare fosfor in de bodem (P_{ols}) te bepalen en ook de afname in traag-circulerende fosfor (P_{oxa}). De beste methode voor bemonstering is om de bodem van een groot genoeg aantal percelen te bemonsteren na een aantal jaar. Door naar het gemiddelde te kijken zal de toevalsfactor die verbonden is aan de puntlocatie van de staalname uitgevlakt worden en door de evolutie over meerdere jaren te beschouwen zal een robuuster resultaat gevonden worden. De bodem van alle percelen onder uitmijnbeheer opnieuw bemonsteren aan het eind van het LIFE-project (2020) lijkt een goede bemonsteringsstrategie. Samen met de resultaten uit de biomassa-bemonstering en fosforexport zal het hersteltraject met deze gegevens duidelijker uitgetekend kunnen worden en zal de einddatum van abiotisch herstel per perceel preciezer ingeschat kunnen worden.

5.2 Herstel van de doelvegetatie

Na het abiotisch herstel door uitmijnen of intensief maaien zal de concentratie aan biobeschikbare fosfor het doel voor soortenrijk grasland bereiken. Zoals besproken in §4.5 betekent dat niet automatisch dat ook de doelvegetatie zich op korter termijn terug kan vestigen. Een te hoge stikstofbeschikbaarheid, een gesloten grasmat of afwezigheid van doelsoorten of bodembiota kunnen de vegetatieontwikkeling lange tijd belemmeren. Met een geschikt beheer kunnen deze beperkingen wellicht vrij goed opgeheven worden (zie ook §4.5). Toch blijft de wetenschappelijke praktijkkennis relatief beperkt en erg contextafhankelijk. Bijkomend onderzoek rond de invloed van beheer op de verschillende belemmerende factoren en op de vegetatieontwikkeling kan beheerders helpen om zo vlug mogelijk de Europese habitattypes te herstellen.

Specifiek voor de graslanden in het projectgebied lijkt het nuttig om verschillende beheermethoden uit te testen en het effect te evalueren. Een perceel dat het abiotisch doel voor fosfor bereikt heeft kan bijvoorbeeld strooksgewijs worden gechopperd. Door strooksgewijs te werken kan het effect van chopperen op de vegetatieontwikkeling makkelijk vergeleken worden met de niet gechopperde zones, bovendien zullen mogelijke negatieve effecten van chopperen (verstoring bovenlaag) niet op het hele perceel werken. Als de vegetatieontwikkeling na chopperen nog niet het gewenste resultaat heeft kan er bijvoorbeeld vleksgewijs

maaisel en/of plaggen van referentiegraslanden opgebracht worden. Dit laat toe om te evalueren of het ontbreken van zaad van doelsoorten en/of het ontbreken van bodembiota een barrière vormen voor de vegetatieontwikkeling.

6 Referenties

- Adams, A.S., Lucassen, E.C.H.E.T., Bobbink, R., Smits, N.A.C., 2011. Herstelstrategie H6130 : Zinkweiden 513–528.
- Ågren, G.I., Wetterstedt, J.Å.M., Billberger, M.F.K., 2012. Nutrient limitation on terrestrial plant growth – modeling the interaction between nitrogen and phosphorus. *New Phytol.* 194, 953–960. doi:10.1111/j.1469-8137.2012.04116.x
- Allison, M., Ausden, M., 2004. Successful use of topsoil removal and soil amelioration to create heathland vegetation. *Biol. Conserv.* 120, 221–228. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.02.017
- Anonymous, 2012. Opmaak van een model voor de technische kosten van inrichtings- en beheerwerken, Eindrapport BE0112000229.
- Bailey, J., Beattie, J.A., Kilpatrick, D., 1997. The diagnosis and recommendation integrated system (DRIS) for diagnosing the nutrient status of grassland swards: I. Model establishment. *Plant Soil* 197, 127–135.
- Beltman, B., Willems, J.H., Güsewell, S., 2007. Flood events overrule fertiliser effects on biomass production and species richness in riverine grasslands. *J. Veg. Sci.* 18, 625–634. doi:10.1111/j.1654-1103.2007.tb02576.x
- Berendse, F., Oomes, M.J.M., Altena, H.J., Elberse, W.T., 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biol. Conserv.* 62, 59–65. doi:http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(92)91152-I
- Blanke, V., Bassin, S., Volk, M., Fuhrer, J., 2012. Nitrogen deposition effects on subalpine grassland: The role of nutrient limitations and changes in mycorrhizal abundance. *Acta Oecologica* 45, 57–65. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2012.09.002
- Bobbink, R.; Weijters, M., van der Bij, A.; van Diggelen, R., 2016. Het belang van bodemleven bij heideherstel op voormalige landbouwgrond. *Vakbl. Nat. Bos Landschap* 123, 10–13.
- Bruinenberg, M.H., Geerts, R.H.E.M., Struik, P.C., Valk, H., 2006. Dairy cow performance on silage from semi-natural grassland. *NJAS - Wageningen J. Life Sci.* 54, 95–110. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S1573-5214(06)80006-0
- Carroll, J.A., Caporn, S.J.M., Johnson, D., Morecroft, M.D., Lee, J.A., 2003. The interactions between plant growth, vegetation structure and soil processes in semi-natural acidic and calcareous grasslands receiving long-term inputs of simulated pollutant nitrogen deposition. *Environ. Pollut.* 121, 363–376.
- Ceulemans, T., Stevens, C.J., Duchateau, L., Jacquemyn, H., Gowing, D.J.G., Merckx, R., Wallace, H., van Rooijen, N., Goethem, T., Bobbink, R., Dorland, E., Gaudnik, C., Alard, D., Corcket, E., Muller, S., Dise, N.B., Dupre, C., Diekmann, M., Honnay, O., 2014. Soil phosphorus constrains biodiversity across European grasslands. *Glob. Chang. Biol.* 20, 3814–3822.
- Chardon, W.J., 2008. Uitmijnen of afgraven van voormalige landbouwgronden ten behoeve van natuurontwikkeling, Een studie in het kader van “Bodemdiensten”.
- Crawley, M.J., Johnston, A.E., Silvertown, J., Dodd, M., Mazancourt, C. De, Heard, M.S., Henman, D.F., Edwards, G.R., 2005. Determinants of Species Richness in the Parks Grass Experiment. *Am. Nat.* 165, 179–192.
- De Schrijver, A., De Frenne, P., Ampoorter, E., Van Nevel, L., Demey, A., Wuyts, K., Verheyen, K., 2011. Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20, 803–816.
- De Schrijver, A., De Mey, A., De Frenne, P., Schelfhout, S., Vergeynst, J., De Smedt, P., Verheyen, K., 2013a. Stikstof en biodiversiteit: een onverzoenbaar duo. *Natuur.focus* 12, 92–102.
- De Schrijver, A., Schelfhout, S., Demey, A., Raman, M., Baeten, L., De Groote, S., Mertens, J., Verheyen, K., 2013b. Natuurherstel op landbouwgrond: fosfor als bottleneck. *Natuur.focus* 12, 145–153.
- De Schrijver, A., Schelfhout, S., Verheyen, K., 2013c. Onderzoek naar mogelijkheden voor natuurontwikkeling in de depressie van de Moervaart in relatie tot fosfor. Universiteit Gent. Vakgroep Bos-en Waterbeheer.
- Demey, A., Aerts, N., De Buysere, F., De Schrijver, A., Verheyen, K., 2015. Smeetshof: bodemkwaliteit en afgraving als verfijning van de grensoverschrijdende visie. Melle-Gontrode.
- Demey, A., Ameloot, E., De Schrijver, A., Staelens, J., Hermy, M., Boeckx, P., Verheyen, K., 2013. Sleutelrol

- voor halfparasieten in de biogeochemie van soortenrijke graslanden. *Natuur. Focus* 12, 69–76.
- Demey, A., De Schrijver, A., Schelfhout, S., Verheyen, K., 2014. NIP Fondatie-Heernisse: Expertenadvies vegetatieontwikkeling. Melle-Gontrode.
- Dewyspelaere, J., Palmans, R., 2015. Altenbroek: een natuureservaat in de dalen van Noor en Voer. *levende Nat.* 116, 231–235.
- Diekmann, M., Jandt, U., Alard, D., Bleeker, A., Corcket, E., Gowing, D.J.G., Stevens, C.J., Dupré, C., 2014. Long-term changes in calcareous grassland vegetation in North-western Germany – No decline in species richness, but a shift in species composition. *Biol. Conserv.* 172, 170–179.
- Dupouey, J.L., Dambrine, E., Laffite, J.D., Moares, C., 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83, 2978–2984. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[2978:IIOPLU]2.0.CO;2
- Duru, M., Ducrocq, H., 1997. A nitrogen and phosphorus herbage nutrient index as a tool 47, 59–69.
- Duru, M., Thélier Huché, L., 1997. N and P–K status of herbages: use for diagnosis of grasslands, in: INRA (Ed.), *Diagnostic Procedures for Crop N Management. Les Colloques de l’Inra.* pp. 125–138.
- Ecopedia, 2016. Europees beschermde natuur: graslanden en ruigten [WWW Document]. URL http://ecopedia.be/europees_beschermde_natuur/grasland_en_ruigte (accessed 11.12.16).
- Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Ngai, J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B., Smith, J.E., 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.* 10, 1135–1142. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x
- Fagan, K.C., Pywell, R.F., Bullock, J.M., Marrs, R.H., 2010. The seed banks of English lowland calcareous grasslands along a restoration chronosequence. *Plant Ecol.* 208, 199–211.
- Fagan, K.C., Pywell, R.F., Bullock, J.M., Marrs, R.H., 2008. Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. *J. Appl. Ecol.* 45, 1293–1303.
- Fartmann, T., Borchard, F., Buchholz, S., 2015. Montane heathland rejuvenation by choppering—Effects on vascular plant and arthropod assemblages. *J. Nat. Conserv.* 28, 35–44. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2015.08.004
- Frouz, J., Van Diggelen, R., Pižl, V., Starý, J., Háněl, L., Tajovský, K., Kalčík, J., 2009. The effect of topsoil removal in restored heathland on soil fauna, topsoil microstructure, and cellulose decomposition: implications for ecosystem restoration. *Biodivers. Conserv.* 18, 3963–3978. doi:10.1007/s10531-009-9692-5
- Gilbert, J., Gowing, D., Wallace, H., 2009. Available soil phosphorus in semi-natural grasslands: Assessment methods and community tolerances. *Biol. Conserv.* 142, 1074–1083.
- Godefroid, S., Vanderborght, T., 2011. Plant reintroductions: the need for a global database. *Biodivers. Conserv.* 20, 3683–3688. doi:10.1007/s10531-011-0120-2
- Gowing, D.J., Tallowin, J.R.B., Dise, N.B., Goodyear, J., Dodd, M.E., Lodge, R.J., 2002. A review of the ecology, hydrology and nutrient dynamics of floodplain meadows in England working today for nature tomorrow, English Nature Research Report.
- Grime, J.P., 1973. Control of species density in herbaceous vegetation. *J. Env. Manag.*
- Güsewell, S., 2004. N:P ratios in terrestrial plants: Variation and functional significance. *New Phytol.* 164, 243–266. doi:10.1111/j.1469-8137.2004.01192.x
- Gybels, R., Viaene, J., Vandervelden, J., Reubens, B., Vandecasteele, B., 2013. Biomassa als bodemverbeteraar - Onderzoek naar de toepassing van beheerresten als bodemverbeteraar.
- Gybels, R., Wouters, R., Schuurmans, B., Verbeke, W., 2012. Houtige biomassa voor energie in Limburg. Eindrapport van het MIP2-project “Limburgs groen voor een groene economie”.
- Harpole, W.S., Ngai, J.T., Cleland, E.E., Seabloom, E.W., Borer, E.T., Bracken, M.E.S., Elser, J.J., Gruner, D.S., Hillebrand, H., Shurin, J.B., Smith, J.E., 2011. Nutrient co-limitation of primary producer communities. *Ecol. Lett.* 14, 852–862. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01651.x
- Hautier, Y., Niklaus, P.A., Hector, A., 2009. Competition for Light Causes Plant Biodiversity Loss After Eutrophication. *Science* (80-.). 324, 636–638.
- Hennekens, S.M., Smits, N.A.C., Schaminée, J.H.J., 2010. SynBioSys Nederland versie 2.
- Herr, C., De Becker, P., Hens, M., 2011. Ecohydrologisch en bodemkundig onderzoek i.f.v. herstelmaatregelen aan Achelse Kluis. Brussels, Belgium.
- Houtmeyers, S., Van Broeckhoven, E., Vandenbroucke, A., Vergeynst, J., 2013. Zoektocht naar referentiewaarden voor het herstel van soortenrijke natuur. Universiteit Gent.

- Huybrechts, W., De Becker, P., Callebaut, J., De Bie, E., 2009. Database Flanders Wetland Sites (FlaWet1.0). Brussel.
- Jones, L., Stevens, C., Rowe, E.C., Payne, R., Caporn, S.J.M., Evans, C.D., Field, C., Dale, S., 2016. Can on-site management mitigate nitrogen deposition impacts in non-wooded habitats? *Biol. Conserv.* doi:10.1016/j.biocon.2016.06.012
- Kardol, P., Van der Wal, A., Bezemer, M., De Boer, W., Van der Putten, W.H., 2009. Ontgronden en bodembeestjes: geen gelukkige combinatie. *Levende Nat.* 110, 57–61.
- Kemmers, R.H., Jansen, P.C., Delft, S.P.J. van, 2001. erbeheer en indirecte eutrofiëring : effecten op het Weidekervelgrasland (*Sanguisorbo-Silaetum*) in de Hengstpolder nabij Sliedrecht. Wageningen, The Netherlands.
- Kiehl, K., Thormann, A., Pfadenhauer, J., 2006. Evaluation of Initial Restoration Measures during the Restoration of Calcareous Grasslands on Former Arable Fields. *Restor. Ecol.* 14, 148–156.
- Klooker, J., Diggelen, R. van., Bakker, J.P., 1999. Natuurontwikkeling op minerale gronden : ontgronden: nieuwe kansen voor bedreigde plantensoorten? RUG, Laboratorium voor Plantenecologie, Groningen.
- Koerselman, W., Verhoeven, J.T.A., 1995. Eutrophication of fen ecosystems: external and internal nutrient sources and restoration strategies. *Restor. Temp. Wetl.* 91, 112.
- Koopmans, G.F., Chardon, W.J., Ehlert, P. a l., Dolfig, J., Suurs, R.A.A., Oenema, O., van Riemsdijk, W.H., 2004. Phosphorus availability for plant uptake in a phosphorus-enriched noncalcareous sandy soil. *J. Environ. Qual.* 33, 965–975. doi:10.2134/jeq2004.0965
- Liebesch, F., Bünemann, E.K., Huguenin-Elie, O., Jeangros, B., Frossard, E., Oberson, A., 2013. Plant phosphorus nutrition indicators evaluated in agricultural grasslands managed at different intensities. *Eur. J. Agron.* 44, 67–77. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2012.08.004
- Loeb, R., Kuijpers, L., Peters, R.C.J.H., Lamers, L.P.M., Roelofs, J.G.M., 2009. Nutrient limitation along eutrophic rivers? Roles of N, P and K input in a species-rich floodplain hay meadow. *Appl. Veg. Sci.* 12, 362–375. doi:10.1111/j.1654-109X.2009.01034.x
- Lucassen, E., Smolders, A., Gerats, R., Brouwer, E., van den Munckhof, P., Roelofs, J., 2008. Het herstel van de Valkenbergvennen vanuit voormalige landbouwgronden. *levende Nat.* 109, 163–168.
- Marrs, R.H., 1993. Soil Fertility and Nature Conservation in Europe: Theoretical Considerations and Practical Management Solutions, in: *In: Advances in Ecological Research. Volume 24.* Academic Press, pp. 241–300.
- Mclauchlan, K., 2007. The Nature and Longevity of Agricultural Impacts on Soil Carbon and Nutrients : A Review 1364–1382. doi:10.1007/s10021-005-0135-1
- Mládková, P., Mládek, J., Hejduk, S., Hejcman, M., Cruz, P., Jouany, C., Pakeman, R.J., 2015. High-nature-value grasslands have the capacity to cope with nutrient impoverishment induced by mowing and livestock grazing. *J. Appl. Ecol.* 52, 1073–1081. doi:10.1111/1365-2664.12464
- Mulier, A., Hofman, G., Baecke, E., Carlier, L., De Brabander, D., De Groote, G., De Wilde, R., Fiems, L., Janssens, G., Van Cleemput, O., Herck, Van, A., Van Huylbroeck, G., Verbruggen, I., 2003. A methodology for the calculation of farm level nitrogen and phosphorus balances in Flemish agriculture.
- Niemeyer, M., Niemeyer, T., Fottner, S., Härdtle, W., Mohamed, A., 2007. Impact of sod-cutting and choppering on nutrient budgets of dry heathlands. *Biol. Conserv.* 134, 344–353. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.07.013
- Niinemets, Ü., Kull, K., 2005. Co-limitation of plant primary productivity by nitrogen and phosphorus in a species-rich wooded meadow on calcareous soils. *Acta Oecologica* 28, 345–356.
- Oelmann, Y., Broll, G., Hölzel, N., Kleinebecker, T., Vogel, A., Schwartz, P., 2009. Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet grasslands of north-western Germany. *Biol. Conserv.* 142, 2941–2948. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.07.021
- Oomes, M.J.M., 1992. Yield and species density of grasslands during restoration management. *J. Veg. Sci.* 3, 271–274. doi:10.2307/3235690
- Oosterbaan, A., de Jong, J., Kuiters, A., 2008. Vernieuwing in ontwikkeling en beheer van natuurgraslanden op voormalige landbouwgrond op droge zandgronden. Wageningen, The Netherlands.
- Pavlu, V., Schellberg, J., Hejcman, M., 2011. Cutting frequency vs. N application: effect of a 20-year management in *Lolium-Cynosuretum* grassland. *Grass Forage Sci.* 66, 501–515. doi:10.1111/j.1365-2494.2011.00807.x
- Périé, C., Ouimet, R., 2008. Organic carbon, organic matter and bulk density relationships in boreal forest

- soils. *Can. J. Soil Sci.* 88, 315–325. doi:10.4141/CJSS06008
- Perring, M., Edwards, G., de Mazancourt, C., 2009. Removing Phosphorus from Ecosystems Through Nitrogen Fertilization and Cutting with Removal of Biomass. *Ecosystems* 12, 1130–1144.
- Raman, M. et al., n.d. Unpublished data. Brussel.
- Roger-Estrade, J., Anger, C., Bertrand, M., Richard, G., 2010. Tillage and soil ecology: Partners for sustainable agriculture. *Soil Tillage Res.* 111, 33–40. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2010.08.010
- Sattari, S.Z., Bouwman, A.F., Giller, K.E., van Ittersum, M.K., 2012. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 6348–6353.
- Schaffers, A.P., 2002. Soil, biomass, and management of semi-natural vegetation – Part II. Factors controlling species diversity. *Plant Ecol.* 158, 247–268. doi:10.1023/A:1015545821845
- Schelfhout, S., De Schrijver, A., De Bolle, S., De Gelder, L., Demey, A., Du Pré, T., De Neve, S., Haesaert, G., Verheyen, K., Mertens, J., 2015. Phosphorus mining for ecological restoration on former agricultural land. *Restor. Ecol.* n/a-n/a.
- Schelfhout, S., De Schrijver, A., Mertens, J., Demey, A., De Block, M., Herr, C., De Smedt, P., Verheyen, K., 2014. Natuurontwikkeling op landbouwgrond: herstelmaatregelen. *Natuur.focus* 13, 31–39.
- Schippers, W., Bax, I., Gardenier, M., 2012. Ontwikkelen van kruidenrijk grasland. Utrecht : Aardewerk advies.
- Schrijver, A. De, Schelfhout, S., Verheyen, K., 2013. Bodemonderzoek naar de potenties voor herstel en ontwikkeling van soortenrijk grasland Bos van AAA. Melle-Gontrode.
- Schrijver, A. De, Wuyts, K., Schelfhout, S., Staelens, J., Verstraeten, G., Verheyen, K., 2012. Verzuring van terrestrische ecosystemen. *Natuur.focus* 11, 137–143.
- Sharma, N.C., Starnes, D.L., Sahi, S. V., 2007. Phytoextraction of excess soil phosphorus. *Environ. Pollut.* 146, 120–127. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.06.006
- Sival, F., Kemmers, R., Vlieger, W. de, Jong, B. de, 2009. Vegetatieontwikkeling en Pitrusdominantie op voormalige landbouwgronden in het Geeserstroombied. Wageningen, The Netherlands.
- Smith, K.A., Chalmers, A.G., Chambers, B.J., Christie, P., 1998. Organic manure phosphorus accumulation, mobility and management. *Soil Use Manag.* 14, 154–159. doi:10.1111/j.1475-2743.1998.tb00634.x
- Smits, N.A.C., Willems, J.H., Bobbink, R., 2008. Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands. *Appl. Veg. Sci.* 11, 279–286.
- Smolders, A., Lucassen, E., Tomassen, H., Lamers, L., Roelofs, J., 2006. De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer. *Vakbl. Nat. Bos Landsch.* April, 5–11. doi:10.1063/1.3033202
- Smolders, A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T., Van Der Aalst, M., Lamers, L.P.M., Roelofs, J.G.M., 2008. Decreasing the Abundance of *Juncus effusus* on Former Agricultural Lands with Noncalcareous Sandy Soils: Possible Effects of Liming and Soil Removal. *Restor. Ecol.* 16, 240–248. doi:10.1111/j.1526-100X.2007.00267.x
- Staatsbosbeheer, 2016. Standaardkostprijs directe werkzaamheden Terreinbeheer voor gezamenlijke TBO's.
- Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O., Gowing, D.J., 2004. Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands. *Science* (80-). 303, 1876–1879.
- Storkey, J., Macdonald, A.J., Poulton, P.R., Scott, T., Köhler, I.H., Schnyder, H., Goulding, K.W.T., Crawley, M.J., 2015. Grassland biodiversity bounces back from long-term nitrogen addition. *Nature* 528, 401–404.
- SynBioSys, 2016. Beschermde natuur in Nederland: profielen habitattypen en soorten. [WWW Document]. URL <http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/gebiedendatabase.aspx?subj=profielen> (accessed 11.12.16).
- Team, Q.D., 2015. Qgis Geographic Information System.
- Team, R.C., 2013. R 3.0.1 .
- Teboh, J.M., Franzen, D.W., 2011. Buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench) Potential to Contribute Solubilized Soil Phosphorus to Subsequent Crops. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 42, 1544–1550. doi:10.1080/00103624.2011.581724
- Thomaes, A., De Keersmaeker, L., Van Calster, H., De Schrijver, A., Vandekerckhove, K., Verstraeten, G., Verheyen, K., 2012. Diverging effects of two contrasting tree species on soil and herb layer development in a chronosequence of post-agricultural forest. *For. Ecol. Manage.* 278, 90–100.
- Tilley, M., 2013. Karakterisatie van de nutriëntentoestand en de impact van maaibeheer in halfnatuurlijke graslanden.
- Tilman, D., 1997. Mechanisms of Plant Competition, in: Crawley, M. (Ed.), *Plant Ecology*. Blackwell Science, Oxford, England, pp. 239–261.
- Tilman, D., Isbell, F., 2015. Biodiversity: Recovery as nitrogen declines. *Nature* 528, 336–337.

- Tits, M., Elsen, A., Deckers, S., Boon, W., Bries, J., Vandendriessche, H., 2016. Bodemvruchtbaarheid van de akkerbouw- en weilandpercelen in België en noordelijk Frankrijk (2012-2015). Bodemkundige Dienst van België.
- Turner, B.L., 2008. Resource partitioning for soil phosphorus: a hypothesis. *J. Ecol.* 96, 698–702. doi:10.1111/j.1365-2745.2008.01384.x
- Van De Riet, B.P., Barendregt, A., Brouns, K., Hefting, M.M., Verhoeven, J.T.A., 2010. Nutrient limitation in species-rich Calthion grasslands in relation to opportunities for restoration in a peat meadow landscape. *Appl. Veg. Sci.* 13, 315–325. doi:10.1111/j.1654-109X.2009.01070.x
- Van Dobben, H.F., Bobbink, R., Bal, D., van Hinsberg, A., 2012. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000.
- Van Duren, I.C., Pegtel, D.M., 2000. Nutrient limitations in wet, drained and rewetted fen meadows: evaluation of methods and results. *Plant Soil* 220, 35–47.
- van Eekeren, N., Iepema, G., Smeding, F.W., 2007. Natuurherstel in grasland door klaver en kalibemesting. *levende Nat.* 108, 27–31.
- van Gerven L.P.A., Hendriks R.F.A., Harmsen J., Beumer V., Bogaart P.W., 2011. Nalevering van fosfor naar het oppervlaktewater vanuit de waterbodem: Metingen in een veengebied in de Krimpenerwaard, Wageningen, Alterra.
- van Oorschot, M., Hayes, C., van Strien, I., 1998. The influence of soil desiccation on plant production, nutrient uptake and plant nutrient availability in two French floodplain grasslands. *Regul. Rivers Res. Manag.* 14, 313–327. doi:10.1002/(SICI)1099-1646(199807/08)14:4<313::AID-RRR506>3.0.CO;2-U
- Van Uytvanck, J., De Blust, G., 2012. Handboek voor beheerders: Europese natuurdoelstellingen op het terrein: Deel I. Habitats. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO)/Lannoo, Brussel.
- Venterink, H.O., van der Vliet, R.E., Wassen, M.J., 2001. Nutrient limitation along a productivity gradient in wet meadows. *Plant Soil* 234, 171–179. doi:10.1023/A:1017922715903
- Verhagen, R., Klooker, J., Bakker, J.P., van Diggelen, R., 2001. Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. *Appl. Veg. Sci.* 4, 75–82. doi:10.1111/j.1654-109X.2001.tb00236.x
- Verhagen, R., van Diggelen, R., Bakker, J.P., 2004. Ontgronden van voormalige landbouwgronden : welk resultaat na tien jaar voor de vegetatie? *levende Nat.* 105, 44–50.
- Vlaamse Milieumaatschappij, 2015. Verzurende en vermestende luchtverontreiniging in Vlaanderen - jarrapport 2014.
- Wallis de Vries, M.F., Bobbink, R., Brouwer, E., Huskens, K., Verbaarschot, E., Versluijs, R., Vogels, J.J., 2014. Drukbegrazing en Chopperen als Alternatieven voor Plaggen van Natte Heide: effecten op korte termijn en evaluatie van praktijkervaringen. Den Haag.
- Wallonie, B. en, 2016. Natura 2000: Biotopes/Habitats [WWW Document]. URL <http://biodiversite.wallonie.be/fr/biotopes-habitats.html?IDC=833> (accessed 11.12.16).
- Wassen, M.J., Olde Venterink, H., Lapshina, E.D., Tanneberger, F., 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437, 547–550. doi:10.1038/nature03950
- Wassen, M.J., Venterink, H.O., Lapshina, E.D., Tanneberger, F., 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437, 547–550.
- Wubs, E.R.J., van der Putten, W.H., Bosch, M., Bezemer, T.M., 2016. Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. *Nat. Plants* 2, 16107.

7 Overzichtstabellen

Tabel 7: Overzicht van de resultaten van de bodemanalyses voor de percelen binnen het LIFE Pays Mosan project.

Nr	Beheer	Deelgebied	Bovenlaag (0-15 cm)							Onderlaag (15-30 cm)							
			pH	Pols	Poxa	Ptot (mg/kg)	Ca	Fe	Zn	C (%)	pH	Pols	Poxa	Ptot (mg/kg)	Ca	Fe	Zn
1	NP	Tiendeberg	6.94	68.22	383.24	959.06	7035	21665	3.38	7.56	67.89	405.04	1057.08	7680	21055		1.86
2	NP	Tiendeberg	7.99	42.04	300.00	681.00	16286	23003	2.34	8.20	35.89	274.77	866.05	16244	22202		2.17
3	NP	Tiendeberg	8.22	33.09	311.91	753.77	26840	20310	3.03	8.15	42.25	317.86	947.80	24874	20422		2.98
4	NP	Tiendeberg	7.12	35.53	246.32	748.43	4177	23272	3.81	7.06	30.27	192.60	708.78	3202	26589		1.91
5	NP	Tiendeberg	7.69	22.02	197.61	630.47	9518	20842	2.64	8.15	19.19	195.49	698.80	11542	21584		1.86
6	NP	Tiendeberg	6.00	8.10	39.21	419.03	1731	11762	3.84	5.56	7.83	28.29	466.27	1469	11951		3.03
7	NP	Tiendeberg	7.68	53.32	368.73	791.80	11436	18480	2.42	8.06	55.73	358.77	934.55	13246	18075		2.06
8	NP	Tiendeberg	5.81	4.87	37.78	373.95	1946	11870	3.13	5.72	5.20	26.50	385.89	1760	13288		2.16
9	NP	Caestert	8.21	35.63	234.45	510.47	52130	20848	3.19	8.28	35.97	231.30	762.18	59226	21452		2.85
10	NP	Caestert	8.26	33.13	226.14	629.63	14037	22852	2.12	8.28	26.13	190.61	669.07	13696	24774		1.19
11	NP	Caestert	8.19	42.14	267.12	613.47	29323	22280	2.57	8.33	43.46	275.23	887.03	29137	24148		1.91
12	NP	Caestert	8.39	31.81	228.28	552.27	31703	19140	2.54	8.20	41.90	247.28	824.75	26579	19031		2.48
13	NP	Caestert	8.43	29.44	193.99	393.77	53029	19124	2.81	8.38	25.11	167.46	650.00	56061	18890		2.52
14	NP	Caestert	8.03	10.59	122.25	563.88	18471	21694	3.50	8.29	4.02	88.09	576.37	18184	22445		1.86
15	NP	Caestert	7.39	5.40	96.25	467.20	12824	21536	2.93	7.76	2.73	67.43	502.87	18032	21559		1.66
16	NP	Caestert	6.40	17.10	131.70	518.73	3515	19424	3.03	6.89	6.40	74.46	543.04	3182	20584		1.72
17	NP	Caestert	5.91	17.58	113.06	515.14	2243	13000	3.83	6.14	4.58	78.41	506.64	1842	15112		1.44
18	NP	Caestert	6.01	43.27	356.92	910.46	3272	14062	3.80	7.69	35.38	287.50	833.31	4701	13851		1.90
19	NP	Caestert	6.24	8.67	101.83	443.03	3062	20386	2.84	6.65	7.76	100.29	598.75	2778	20024		1.44
20	NP	Caestert	7.19	33.70	186.80	553.30	6123	21300	2.95	8.16	13.87	130.36	632.17	7837	22859		1.45
21	NP	Caestert	7.89	12.42	125.80	511.29	14937	18102	2.85	8.55	3.24	82.84	515.93	25671	18785		1.60
22	NP	Caestert	7.87	2.34	83.90	431.08	30534	19937	3.44	8.62	0.27	56.19	424.54	32597	19954		1.76
23	NP	Caestert	7.95	11.25	146.51	428.18	26995	19473	2.96	8.59	2.91	94.33	536.95	28180	19812		1.61
24	NP	Caestert	7.59	47.24	275.45	645.43	13253	21661	2.78	8.39	15.36	140.34	602.66	10551	23355		1.09

25	NP	Caestert	7.27	49.71	386.16	750.40	16243	16421	4.76	7.94	33.96	288.16	889.16	24197	16547	3.44
26	NP	Caestert	6.52	46.41	354.60	849.90	3437	15837	4.23	7.94	27.32	213.93	760.50	7076	16664	2.60
27	NP	Caestert	6.29	8.97	98.02	466.83	3909	22651	2.38	7.46	3.09	75.14	468.49	4283	22314	1.19
28	NP	Caestert	7.34	26.90	223.35	453.83	23883	21145	2.81	8.08	10.89	129.70	614.32	20941	21906	1.69
29	NP	Caestert	7.91	30.92	246.26	419.78	7753	22212	2.02	8.27	42.98	275.17	851.88	8379	23031	1.36
30	NP	Voeren	6.12	39.50	380.09	737.71	3053	20786	2.90	6.31	15.63	168.50	622.22	2596	25805	1.28
31	NP	Voeren	6.07	64.04	508.83	944.26	2258	14478	2.84	6.19	37.92	318.27	813.53	1756	15829	1.31
32	NP	Voeren	7.66	81.86	523.95	948.15	96350	22206	7.03	8.49	55.06	330.40	956.26	177209	17768	6.30
33	NP	Voeren	6.28	29.43	220.95	447.38	3064	17600	2.52	6.31	15.20	119.29	488.92	2355	16669	1.30
34	NP	Voeren	6.23	46.34	278.79	587.06	3071	22006	2.80	7.10	28.53	188.08	734.36	3422	28212	1.01
35	NP	Voeren	6.06	5.92	61.64	408.99	3163	21604	3.33	7.40	1.88	53.16	464.62	6515	24402	1.50
36	NP	Voeren	6.90	32.28	269.05	583.87	7409	24740	3.65	7.74	18.95	169.80	721.84	11811	24052	1.93
37	NP	Voeren	7.50	31.76	257.52	778.35	26215	24481	4.78	8.45	4.54	305.84	1087.25	69298	24046	3.62
38	NP	Voeren	7.34	19.41	212.97	791.47	10966	24301	4.00	8.17	13.09	150.94	649.43	16706	24235	2.27
39	NP	Voeren	7.51	40.32	322.79	826.59	32726	23461	5.03	8.23	17.18	183.04	762.93	31191	24210	2.60
40	NP	Voeren	7.51	38.85	440.49	956.26	46342	23413	4.90	8.23	10.38	202.40	733.72	46588	23484	2.82
41	NP	Voeren	7.91	52.31	515.67	1565.16	59286	9367	6.28	8.41	22.07	283.64	966.61	57988	22513	3.40
42	NP	Voeren	7.76	38.59	358.08	1285.04	65265	23944	5.28	8.44	20.44	269.44	804.85	131923	17461	5.13
43	NP	Voeren	7.73	57.89	420.89	1117.32	31061	14735	5.20	8.43	29.58	212.88	773.10	71943	23165	3.75
44	NP	Voeren	7.65	37.56	321.61	1159.75	26475	22970	5.23	8.42	8.31	149.37	727.87	44041	26310	3.22
45	NP	Voeren	7.65	9.92	129.52	694.92	8906	23102	2.78	8.05	5.70	114.65	612.10	12431	22253	1.95
46	NP	Voeren	6.15	16.14	173.38	730.37	3274	23485	2.48	6.81	12.96	154.36	647.40	4114	26212	1.41
47	NP	Voeren	7.31	10.22	138.36	716.78	13264	21298	4.47	8.19	2.38	111.64	716.72	28309	21122	2.69
48	NP	Voeren	6.80	18.64	199.46	752.32	7287	22156	2.79	7.55	18.66	203.40	709.88	10982	24167	1.84
49	NP	Voeren	7.45	14.05	181.89	793.14	26200	13739	5.34	8.04	2.54	124.84	668.25	24922	24639	3.17
50	NP	Voeren	8.12	14.24	427.15	1076.62	99654	10781	7.48	8.62	4.43	402.81	1151.55	147266	14619	6.29
51	NP	Voeren	6.85	8.36	60.21	554.11	5722	22770	3.64	7.48	1.05	37.63	394.56	9227	25469	1.58
52	NP	Voeren	7.62	33.76	218.18	935.33	67046	19257	6.43	8.38	12.75	161.51	671.05	91857	18365	4.70
53	NP	Voeren	5.65	35.92	304.93	772.43	1966	10015	2.94	5.62	16.87	183.72	670.11	2086	17272	2.19
54	NP	Voeren	6.76	7.51	61.63	368.09	6547	6679	3.97	7.70	1.36	139.47	593.78	42200	17991	3.17
55	NP	Voeren	6.49	17.75	131.68	653.86	2771	11742	3.19	7.08	3.99	72.57	442.69	2056	14693	1.47
56	NP	Voeren	5.27	13.86	57.02	605.99	1521	20664	3.30	5.56	1.82	33.30	366.08	1484	19684	1.27

57	NP	Voeren	5.59	19.66	176.84	683.25	1506	13403	2.80	5.67	20.63	224.20	544.01	1190	13005	1.13
58	NP	Voeren	5.72	11.16	101.09	670.54	2230	19484	2.89	6.04	2.39	63.71	397.36	1933	18922	0.95
59	NP	Voeren	6.40	27.45	211.66	619.38	2671	19742	2.08	6.85	23.58	209.00	568.48	2631	23261	1.15
60	NP	Voeren	7.59	36.16	271.43	787.71	10821	22235	1.73	8.15	33.15	250.43	732.81	7737	22888	1.25
61	NP	Voeren	7.29	35.89	368.50	986.59	27182	12626	4.74	7.71	20.77	255.83	800.98	27952	24377	2.24
62	NP	Voeren	5.81	7.27	121.77	830.81	3365	25061	4.38	7.71	3.66	74.82	563.91	2924	27592	1.55
63	NP	Voeren	6.05	40.67	323.21	738.57	2014	13775	2.30	6.03	44.56	315.91	748.43	1793	12431	2.21
64	NP	Voeren	6.37	46.01	280.02	602.99	1878	16005	1.29	6.78	50.39	298.16	628.61	1875	15002	1.08
65	NP	Voeren	5.58	14.79	69.42	550.14	1392	14871	2.86	5.84	3.18	62.97	352.73	1573	17024	1.14
66	NP	Voeren	6.53	46.98	282.86	617.02	1798	14648	1.37	7.11	39.33	250.56	517.46	1826	16642	0.79
67	NP	Voeren	6.60	34.97	267.53	878.32	4407	22522	2.78	7.76	33.86	279.40	863.13	7328	27028	1.69
68	NP	Voeren	7.18	48.58	354.96	1187.33	15668	23138	5.89	8.01	20.83	222.72	805.07	32876	23935	3.42
69	NP	Voeren	7.77	26.12	284.69	1068.05	23742	27518	4.61	8.22	21.85	282.05	943.31	25409	26629	2.68
70	NP	Voeren	5.48	22.34	125.54	791.23	2039	20250	3.28	5.47	9.90	98.00	569.41	1804	19796	1.77
71	NP	Voeren	6.12	62.49	446.25	1163.63	3684	17035	4.06	6.66	32.42	263.05	694.05	3368	17792	2.19
72	NP	Voeren	7.82	65.33	414.72	1542.46	117807	16860	7.19	8.43	21.18	306.73	972.26	137424	18908	5.56
73	NP	Voeren	7.78	20.91	237.38	801.70	25619	16888	3.79	8.38	9.46	221.99	882.26	45475	29921	2.86
74	NP	Voeren	7.51	54.11	432.97	1273.49	30969	24452	3.98	8.02	41.13	377.77	1081.69	75619	24816	4.78
75	NP	Voeren	5.86	19.76	222.77	874.65	2823	21917	3.07	6.01	8.74	139.52	588.85	2831	24420	1.38
76	NP	Voeren	5.66	41.58	348.29	815.15	2347	11312	3.03	5.95	29.33	260.54	723.21	2417	25474	1.21
77	NP	Voeren	5.44	17.40	116.56	745.23	1915	14608	3.28	5.79	4.91	81.57	491.14	1765	15829	1.66
78	NP	Voeren	6.26	26.05	213.22	734.63	3531	24580	2.18	7.36	38.07	257.45	773.70	4351	29275	1.19
79	NP	Voeren	6.04	16.94	160.66	620.31	3299	15350	2.13	6.82	21.54	184.90	625.26	3443	27716	1.04
80	NP	Voeren	6.05	19.36	188.11	560.29	2555	13089	1.76	6.74	22.09	200.51	696.23	3389	27136	1.24
81	NP	Voeren	6.03	23.23	224.97	610.73	2465	13140	2.29	6.70	38.63	291.04	770.81	3021	23562	1.08
82	NP	Voeren	5.95	19.20	218.78	757.76	2915	22297	1.93	6.61	22.24	223.10	741.28	3244	26855	0.94
83	NP	Voeren	5.82	21.29	218.62	751.21	2839	23198	1.66	6.52	26.61	235.32	713.33	3075	26583	0.73
84	NP	Voeren	6.14	42.06	294.27	841.90	2737	20827	2.07	6.18	45.55	305.37	791.83	2899	23450	0.96
85	NP	Voeren	5.89	18.29	169.65	634.71	2602	25318	1.77	6.31	21.91	195.31	689.95	2850	27010	0.98
86	NP	Voeren	6.04	22.22	197.79	675.78	2786	23709	1.88	6.59	31.66	230.07	687.05	2918	26037	0.90
87	NP	Voeren	6.08	22.42	226.32	732.91	2909	21528	1.95	6.57	33.00	264.06	758.03	3123	25079	1.04
88	NP	Voeren	5.80	28.77	251.80	637.09	2524	11660	1.86	6.47	47.71	351.73	848.35	2857	21315	1.23

89	NP	Voeren	6.77	13.01	160.96	713.61	4248	21824	1.64	7.75	14.83	167.79	695.17	5884	23347	0.76
90	NP	Voeren	6.15	17.77	191.84	685.67	3201	23217	2.06	6.78	27.14	224.97	680.90	3407	26763	0.98
91	NM	St-Pietersberg	6.35	24.15	191.85	704.57	2243	15707	2.32	6.28	25.68	197.08	726.89	2135	16372	2.02
92	NM	St-Pietersberg	6.71	20.07	122.47	563.35	2596	13297	2.71	6.81	12.66	99.72	492.94	2268	13484	1.93
93	NM	St-Pietersberg	6.44	12.85	107.06	548.13	2704	15245	2.69	6.48	10.24	102.01	533.52	2644	18016	2.13
94	NM	St-Pietersberg	6.06	9.23	108.19	547.68	2617	18742	2.18	6.25	9.28	108.53	527.61	2809	23179	1.74
95	NM	St-Pietersberg	6.48	39.64	236.26	729.30	2577	12923	3.28	6.49	15.92	131.58	526.27	2110	17741	1.67
96	NM	St-Pietersberg	7.96	28.91	236.88	718.52	22551	9458	3.14	8.37	18.72	226.67	819.85	24763	27081	2.30
97	NM	St-Pietersberg	8.16	11.22	161.89	611.78	27792	8309	2.87	8.46	9.91	178.40	683.96	36473	21884	2.06
98	NM	St-Pietersberg	7.79	29.46	211.91	618.86	5409	10805	2.18	8.25	14.09	176.72	683.16	9436	26895	1.21
99	NM	St-Pietersberg	8.24	30.22	274.64	805.42	22532	9692	2.14	8.37	27.76	280.38	928.11	25464	23370	1.76
100	NM	St-Pietersberg	8.07	14.50	157.15	711.46	11072	17077	2.42	8.22	13.57	172.17	659.58	12868	20189	1.57
101	NM	St-Pietersberg	7.45	29.84	218.82	717.40	4730	12679	1.93	7.83	23.59	217.57	782.07	5086	25556	1.02
102	NM	St-Pietersberg	8.13	4.23	39.42	251.98	43746	5132	3.98	8.49	2.25	36.17	282.10	51140	19733	2.11
103	NM	St-Pietersberg	8.08	3.34	63.97	440.42	16674	14882	2.16	8.48	1.59	65.84	364.97	24368	23910	1.29
104	NM	St-Pietersberg	6.82	17.87	143.31	635.72	3489	15947	2.75	6.88	9.72	110.28	559.38	3118	18551	1.72
105	NM	St-Pietersberg	7.09	21.18	175.26	611.60	5493	8793	2.77	7.61	16.63	165.44	541.27	7810	19300	2.34
106	NM	St-Pietersberg	6.46	7.98	107.33	539.41	3256	11428	2.57	6.74	5.99	96.04	552.19	3264	22039	1.82
107	NM	St-Pietersberg	6.64	21.88	183.88	823.80	3406	15024	4.15	6.66	13.47	144.52	653.59	2540	17947	2.60
108	NM	St-Pietersberg	6.72	6.57	82.71	731.04	3773	7203	5.58	6.63	4.56	77.05	674.35	3560	17545	3.47
109	NM	St-Pietersberg	8.12	18.96	196.73	777.70	35816	10804	3.07	8.39	12.06	174.80	750.79	32885	21237	2.22
110	NM	St-Pietersberg	7.97	39.38	325.61	1021.69	19091	12503	3.96	8.22	23.31	316.28	1020.15	20677	20524	2.68
111	NM	St-Pietersberg	8.23	15.77	300.29	811.52	50485	7023	4.42	8.50	9.61	287.17	876.36	53685	20067	3.04
112	NM	St-Pietersberg	7.93	28.91	370.10	1236.90	16890	22204	3.35	8.31	17.54	404.12	1665.26	22760	25412	2.45
113	NM	St-Pietersberg	8.05	26.42	191.18	695.17	12414	23920	1.76	8.41	14.78	169.76	577.13	13632	25062	1.01
114	NM	Doalkensberg	7.86	45.64	220.71	974.57	101209	14238	6.55	8.48	6.93	97.33	544.45	173647	11840	6.10
115	NM	Doalkensberg	8.03	19.97	135.16	778.29	182010	12008	9.19	8.35	11.70	99.69	565.82	183919	12847	7.52
116	NM	Doalkensberg	7.49	22.34	128.15	553.01	19657	10651	3.73	7.78	9.93	103.63	622.62	16509	25738	2.46
117	NM	Overgeul	7.36	59.06	334.49	918.67	20253	16632	3.41	7.90	43.45	282.99	862.30	33866	20224	2.40
118	NM	Overgeul	7.98	64.88	545.15	1537.58	181572	12651	8.90	8.53	39.57	411.92	1025.60	233996	10515	7.70
119	NM	Overgeul	7.99	25.26	418.12	1227.20	100400	20722	6.78	8.38	6.97	342.37	1013.63	104247	24669	4.67
120	NM	Overgeul	6.72	26.57	245.15	670.73	4920	10607	4.77	7.69	11.57	124.53	635.12	12063	30399	2.05

121	NM	Overgeul	7.95	25.41	277.87	1099.70	108560	20780	7.39	8.35	6.78	237.21	879.16	128837	21505	6.00		
122	NM	Schweiberg	5.56	65.50	382.83	967.81	2161	19380	3.85	5.28	27.73	239.01	659.26	1992	24449	2.21		
123	NM	Schweiberg	5.31	18.63	87.50	604.07	2141	10482	3.74	5.31	6.93	103.61	510.77	2062	22296	1.93		
124	NM	Schweiberg	5.32	23.60	100.13	604.16	1948	18349	3.45	5.49	8.82	90.92	445.30	2047	22666	1.84		
125	NM	Schweiberg	5.65	30.05	225.50	795.29	2541	19350	3.00	6.04	7.51	127.13	532.12	2650	23131	1.50		
126	NM	Schweiberg	5.71	16.61	197.01	730.84	3055	9011	4.78	5.83	8.65	158.67	588.63	2946	28032	1.92		
127	NM	Schweiberg	5.82	34.40	366.15	645.09	2505	7412	2.99	6.33	18.36	232.76	684.35	3757	26741	1.50		
128	NM	Schweiberg	5.46	7.88	70.33	670.30	3338	22063	4.01	5.83	3.39	69.62	483.21	3591	27148	1.98		
129	NP	Voeren	7.97	10.59	86.76	630.42	44391	17441	5.09	8.44	4.95	109.61	529.43	54314	18717	3.38		
130	NP	Voeren	8.10	11.70	92.74	417.62	39672	5735	5.10	8.43	5.01	118.62	531.91	65024	20367	3.62		
131	NA	Hombourg	7.60	####	744.98	1527.71	48967	6856	7.25	7.95	88.26	590.87	1450.95	70344	27438	5.40		
132	NA	Hombourg	7.62	####	858.50		93390	21259	8.66	7.93	103.90	712.64	1811.36	122758	28407	7.12		
133	NA	Hombourg	6.53	83.05	614.05	1450.50	6419	24228	4.68	7.23	58.66	622.79	1318.08	11714	28774	2.60		
134	NA	Hombourg	5.78	####	797.61	1226.47	3989	6637	7.50	6.24	128.99	674.51	1267.29	4382	32168	3.57		
135	NA	Hombourg	5.71	####	743.88	1564.48	3816	24571	4.98	6.01	84.51	397.72	809.30	3318	30170	2.04		
136	NA	Hombourg	5.56	93.46	629.08	1436.47	5039	30568	6.11	6.74	93.30	514.92	1104.75	5968	38647	3.10		
137	NA	Hombourg	5.60	70.41	411.69	1022.34	2837	23462	4.81	5.72	45.85	232.90	597.99	2924	28835	1.86		
138	NA	Bassenge	7.29	28.68	223.67	784.31	9293	14312	3.93	7.74	15.48	145.09	664.60	8048	31805	2.06		
139	NA	Bassenge	7.09	35.81	241.98	713.85	4777	10880	4.17	7.51	17.61	147.28	682.59	7129	25599	1.95		
140	NA	Bassenge	6.64	18.48	139.55	514.85	3558	9374	3.19	7.07	7.94	125.61	599.35	4605	23856	2.01		
141	NA	Bassenge	8.06	15.33	202.12	637.35	67230	5904	5.27	8.35	9.70	206.74	831.56	101910	16290	4.93		
142	NA	Menil-Favay	6.72	17.46	173.54	1060.44	5352	33089	4.99	7.17	12.34	131.29	866.29	14576	38436	3.65		
143	NA	Menil-Favay	6.34	11.87	65.04	541.92	2136	14266	4.27	6.01	3.14	34.60	346.35	1324	39424	0.98		
144	NA	Menil-Favay	5.58	18.27	91.71	615.99	1292	17277	3.43	5.92	5.07	43.86	439.73	1435	40110	1.20		
145	NM	Zinkreservaat	5.49	43.03	291.94	860.50	2130	18874	600	4.57	5.67	14.48	176.35	569.37	2121	23337	805	2.06
146	NM	Zinkreservaat	5.74	33.62	378.25	910.99	1840	22220	2283	3.12	5.88	18.56	322.46	815.95	1960	23870	2766	1.96
147	NM	Zinkreservaat	5.92	18.69	357.82	1047.77	2204	25052	3230	3.56	6.28	7.14	231.50	696.83	2287	23499	3644	1.98
148	NM	Zinkreservaat	6.08	30.69	487.18	1054.20	2477	22363	3188	4.80	7.10	15.92	377.40	847.40	4201	25295	4910	2.82
149	NM	Zinkreservaat	6.01	22.14	465.54	1150.96	2396	27137	4402	4.90	6.38	7.11	275.69	870.93	2887	30307	6557	2.94
150	NM	Zinkreservaat	5.76	27.62	236.16	895.56	2505	20728	277	4.06	6.45	10.74	137.29	527.23	2706	22712	241	1.75
151	NM	Zinkreservaat	5.87	16.99	95.67	752.73	2638	19895	447	5.00	5.93	6.40	39.67	468.75	2513	22543	414	2.28
152	NM	Zinkreservaat	5.29	18.04	60.47	551.69	1284	19028	468	3.63	5.16	7.55	33.76	384.17	1366	19420	452	2.19

153	NM	Zinkreservaat	5.75	22.81	137.07	626.38	2165	18849	166	3.50	6.28	8.32	92.67	451.30	2231	21356	196	1.88
154	NM	Zinkreservaat	5.92	2.28	54.71	448.10	1839	24934	2739	1.69	6.20	0.68	32.21	327.76	1484	19445	1955	0.97
155	NM	Doalkensberg	7.70	85.23	452.63	968.13	6994	21929		2.43	7.85	92.47	421.72	904.96	7197	26029		1.79
156	NM	Doalkensberg	8.15	30.39	194.72	758.10	139771	17351		6.44	8.36	19.23	158.27	659.20	132437	17666		5.41
157	NM	Doalkensberg	7.99	29.90	158.71	680.07	68200	18811		4.35	8.26	16.04	129.39	505.79	65653	19415		3.27
158	NM	Doalkensberg	8.10	7.62	80.85	639.68	157328	14186		8.43	8.36	2.78	66.89	528.25	156035	14886		6.39
159	NP	Voeren	8.00	16.62	349.18	1218.83	114443	17960		7.81	8.31	7.91	357.70	1162.32	131283	16328		6.65
160	NP	Voeren	4.45	18.41	26.14	429.55	1639	13380		7.96	4.31	10.73	12.51	199.44	813	11656		3.01
161	NP	Voeren	8.63	3.20	507.69	1201.67	325415	8319		9.40	8.83	3.48	402.44	722.88	306146	13861		8.72
162	NP	Voeren	8.73	0.85	249.75	641.08	294409	11963		8.64	8.85	1.53	241.70	485.48	331647	10305		8.49
163	NP	Voeren	7.87	4.47	180.58	585.27	54124	25538		2.55	7.97	7.63	216.07	429.00	85280	28320		3.02
164	NP	Voeren	6.83	1.68	44.30	333.23	4230	27813		1.32	7.65	1.90	194.85	614.68	24428	40181		1.36
165	NP	Voeren	8.86	2.39	222.23	583.40	343976	7302		9.79	8.96	4.66	230.86	584.37	357935	5829		9.96
166	NP	Voeren	8.39	8.16	320.11	668.49	130881	23670		4.16	8.47	15.11	213.67	307.94	112865	27068		3.10
167	NP	Caestert	5.97	10.63	113.44					2.69								
168	NP	Caestert	6.31	11.15	111.91					2.66								
169	NP	Caestert	5.89	8.94	107.39					2.19								
170	NP	Caestert	5.66	28.41	307.67					4.50								
171	NP	Caestert	6.60	6.49	62.13					2.90								
172	NP	Caestert	6.22	5.55	74.50					2.57								
173	NP	Caestert	5.80	10.25	116.02					2.66								
174	NP	Caestert	5.80	36.19	304.73					2.99								
175	NP	Caestert	5.78	19.95	220.57					2.90								
176	NP	Caestert	5.84	13.06	168.50					3.83								
177	NP	Caestert	5.85	4.72	69.68					2.75								
178	NP	Caestert	6.56	10.63	120.68					2.44								
179	NP	Caestert	6.84	5.88	82.57					2.50								
180	NP	Caestert	6.43	4.44	81.79					1.97								
181	NP	Caestert	6.67	23.51	228.82					3.56								
182	NP	Caestert	6.64	14.18	194.53					3.18								
183	NP	Caestert	6.61	40.18	353.08					4.02								
184	NP	Caestert	6.29	51.94	463.72					3.32								

185	NP	Caestert	6.10	12.66	162.27					2.69							
186	NA	Boirs	7.86	17.10	243.04	888.71	69315	21636		5.16	8.52	6.62	243.22	651.46	153321	16513	5.27
187	NA	Boirs	8.01	9.26	200.47	726.20	120898	17339		6.54	8.64	2.41	261.26	630.27	325074	7785	9.48
188	NA	Boirs	8.17	29.70	242.11	699.98	9630	25541		3.04	8.39	27.94	225.13	582.29	8462	19936	1.94
189	NA	Boirs	7.70	35.10	278.44	802.59	7167	21824		3.36	8.19	26.41	239.84	636.01	5773	25564	1.59
190	NM	St-Pietersberg	7.81	73.83	411.87	1043.82	7045	27613		2.31	8.24	73.69	431.75	1027.09	7511	24452	2.28
191	NM	St-Pietersberg	7.56	60.89	353.38	813.45	3970	25922		1.70	7.87	70.84	418.58	830.91	3878	24278	1.67
192	NM	St-Pietersberg	7.69	58.89	285.34	811.44	4184	24419		0.93	7.76	61.64	297.21	727.35	3788	24955	1.11

Tabel 8: Overzicht van de resultaten van de eerste vegetatiestaalname (mei 2016). Ter illustratie ook de belangrijkste bodemparameters (pH en P_{ols} van de toplaag). In de kolom mest duidt 0 de onbemeste percelen aan, NOV de percelen die met Novurea bemest werden, KAS met KAS en LAND een perceel dat in landbouwgebruik was. N, P, K duidt de concentratie in het gewas, NNI, PNI en KNI zijn de voedingsindices voor N, P en K. Bij cellen in rood kon de biomassa productie en de P-export niet geschat worden door begrazing, ook de interpretatie van de voedingsindices (oranje cellen) moet met de nodige voorzichtigheid gebeuren.

ID	pH top	OlsP top (mg/kg)	Mest	Biomassa t DM/ha	N	P (mg/g)	K	NNI	PNI	KNI	P-export (kg/ha)
2	7.99	42.04	0	1.77 +- 0.56	18.99	4.28	31.47	47.51	156.70	121.19	7.59
5	7.69	22.02	0	2.62 +- 0.43	18.63	3.47	26.73	52.85	128.02	103.70	9.11
8	5.81	4.87	0	2.36 +- 0.36	21.95	1.76	21.92	60.23	60.22	79.65	4.17
15	7.39	5.40	0	2.42 +- 0.9	22.45	3.16	30.59	62.09	106.78	110.08	7.66
16	6.40	17.10	0	4.54 +- 0.82	15.31	2.99	20.97	51.75	119.66	87.26	13.55
19	6.24	8.67	0	2.61 +- 1	17.48	2.39	14.40	49.50	127.02	117.59	6.23
22	7.87	2.34	0	1.36 +- 0.39	21.69	2.42	22.67	49.87	90.52	57.18	3.30
19	7.91	30.92	0	1.35 +- 0.19	19.73	3.53	30.99	45.26	83.33	82.76	4.77
30	6.12	39.50	0	3.46 +- 1.23	20.69	3.67	28.85	64.10	128.83	107.42	12.66
31	6.07	64.04	0	2.16 +- 0.88	23.63	4.18	30.16	62.96	137.71	106.18	9.02
32	7.66	81.86	0	1.9 +- 0.28	16.3	4.40	31.39	41.72	171.93	127.83	8.37
32	7.66	81.86	NOV	3 +- 0.25	37.8	3.96	36.06	111.91	100.15	100.60	11.88
34	6.23	46.34	0	2.39 +- 0.76	13.75	3.11	25.64	37.87	130.00	110.41	7.45
34	6.23	46.34	NOV	2.57 +- 0.67	38.18	4.46	35.69	107.59	112.07	99.01	11.47
45	7.65	9.92	0	2.63 +- 0.86	20.91	3.30	17.39	59.40	115.55	64.46	8.70
52	7.62	33.76	0	3.24 +- 0.42	18.92	2.95	26.96	57.43	108.01	103.95	9.56
52	7.62	33.76	KAS	3.91 +- 0.5	22.79	2.63	32.13	73.46	88.26	114.89	10.29
58	5.72	11.16	0	0.67 +- 0.15	22.55	3.27	24.36	41.37	110.24	87.52	2.20
62	5.81	7.27	0	2.37 +- 0.91	19.92	3.43	18.49	54.71	122.61	69.89	8.13
65	5.58	14.79	0	1.15 +- 0.35	21.31	2.58	16.30	46.38	89.51	59.94	2.96
84	6.14	42.06	0	2.77 +- 0.63	23.99	4.12	33.09	69.24	134.76	115.72	11.42
85	5.89	18.29	0	1.86 +- 0.9	23.05	3.88	29.45	58.56	129.28	104.81	7.21
88	5.80	28.77	KAS	2.65 +- 0.56	29.71	4.21	35.29	84.56	122.58	111.67	11.15
103	8.08	3.34	0	2.36 +- 0.98	22.74	2.20	19.24	62.38	73.93	68.85	5.20
117	7.36	59.06	0	2.69 +- 0.6	18.64	4.12	28.28	53.32	152.06	109.69	11.11
126	5.71	16.61	0	3.98 +- 0.81	18.75	3.04	17.90	60.75	111.93	69.24	12.10
131	7.60	110.98	0	2.82 +- 0.25	17.91	3.61	23.91	52.01	135.34	94.13	10.18
135	5.71	104.19	0	3.78 +- 0.26	22.26	4.29	28.37	70.98	145.45	102.48	16.21
137	5.60	70.41	0	2.6 +- 0.17	18.41	3.88	21.81	52.07	143.73	84.97	10.07
153	5.75	22.81	0	1.15 +- 0.62	25.14	3.52	29.97	54.74	112.33	102.64	4.04
158	8.10	7.62	0	1.77 +- 0.68	22.48	1.90	19.61	56.24	64.20	70.54	3.37
186	7.86	17.10	LAND	3.33 +- 0.25	32.89	3.71	26.79	100.71	102.01	80.52	12.36
193	5.11	14.60	0	1.58 +- 0.67	24.4	2.18	21.17	58.84	70.66	73.47	3.44
21	7.89	12.42	0	0.88 +- 0.42	22.05	3.55	24.57	44.06	121.16	89.10	3.12
91	6.35	24.15	0	2.32 +- 0.85	18.51	3.83	33.91	50.48	141.82	131.87	8.90
93	6.44	12.85	0	1.27 +- 0.69	17.52	3.19	29.42	39.43	120.83	116.75	4.06
97	8.16	11.22	0	1.03 +- 0.22	23.18	3.68	22.91	48.76	122.29	81.34	3.79
101	7.45	29.84	0	1.74 +- 0.58	23.84	3.71	32.01	59.25	121.66	112.24	6.44
106	6.46	7.98	0	2.07 +- 0.64	22.88	3.41	20.85	60.15	114.10	74.44	7.05
109	8.12	18.96	0	1.33 +- 0.72	23.7	3.99	29.32	54.07	131.38	103.08	5.31
112	7.93	28.91	0	1.51 +- 0.25	22.22	4.53	32.66	52.81	153.96	118.05	6.84
141	8.06	15.33	0	0.88 +- 0.48	24.66	3.53	29.15	49.29	113.70	100.70	3.10

Tabel 9: Overzicht van de resultaten van de tweede vegetatiestaalname. Ter illustratie ook de belangrijkste bodemparameters (pH en P_{ols} van de toplaag). In de kolom mest duidt 0 de onbemeste percelen aan, NOV_1 de percelen die een keer met Novurea bemest werden, NOV_2 de percelen die twee keer met Novurea bemest werden, KAS de percelen die met KAS bemest werden. N, P, K duidt de concentratie in het gewas, NNI, PNI en KNI zijn de voedingsindices voor N, P en K. Bij cellen in rood kon de biomassa productie en de P-export niet geschat worden door begrazing of omdat de tweede maaibeurt al gebeurd was, ook de interpretatie van de voedingsindices (oranje cellen) moet met de nodige voorzichtigheid gebeuren.

ID	pH top	OlsP top (mg/kg)	Mest	Biomassa t DM/ha	N	P (mg/g)	K	NNI	PNI	KNI	P-export (kg/ha)
5	7.69	22.02	0	3.46 +- 0.31	18.85	3.89	21.89	58.42	142.69	84.55	13.45
8	5.81	4.87	0	4.57 +- 0.53	22.83	2.08	19.05	77.34	69.82	68.06	9.52
10	8.26	33.13	KAS	3.73 +- 1.69	19.11	4.54	32.36	60.67	165.42	124.32	16.92
16	6.40	17.10	0	3.18 +- 0.39	23.76	3.79	25.04	71.64	124.57	87.95	12.04
17	5.91	17.58	0	2.99 +- 0.78	22.12	2.73	7.65	65.44	92.84	27.72	8.16
18	6.01	43.27	NOV_1	4.14 +- 0.59	22.86	2.96	22.40	75.03	99.19	79.99	12.26
19	6.24	8.67	0	3.26 +- 0.69	21.77	2.14	14.69	66.21	73.29	53.57	6.97
21	7.89	12.42	0	2.08 +- 0.6	24.06	3.15	16.85	63.37	102.94	58.85	6.56
27	6.29	8.97	0	2.38 +- 0.46	23.59	2.83	17.05	64.86	93.27	60.05	6.73
30	6.12	39.50	NOV_2	5.23 +- 1.88	32.06	4.00	37.61	113.41	111.61	114.54	20.92
31	6.07	64.04	NOV_2	5.9 +- 0.92	31.74	3.01	37.86	116.71	84.47	115.91	17.77
40	7.51	38.85	NOV_1	2.37 +- 0.44	21.37	3.50	15.50	58.68	121.08	56.94	8.29
41	7.91	52.31	NOV_1	2.39 +- 0.86	21.25	3.78	13.43	58.48	131.14	49.45	9.02
52	7.62	33.76	KAS	5.01 +- 0.52	20.85	2.80	24.95	72.76	109.79	88.94	14.05
60	7.59	36.16	KAS	4.22 +- 0.53	20.23	3.01	26.44	66.81	98.18	92.60	12.72
62	5.81	7.27	0	2.56 +- 0.59	21.38	2.25	11.17	60.19	107.09	99.31	5.77
71	6.12	62.49	NOV_1	2.11 +- 0.54	23.02	3.79	21.45	60.94	77.93	41.04	8.01
72	7.82	65.33	NOV_1	1.92 +- 0.58	17.49	2.76	14.70	44.87	126.45	76.37	5.28
94	6.06	9.23	0	4.15 +- 0.97	21.46	3.74	29.47	70.49	104.50	58.37	15.50
101	7.45	29.84	0	3.35 +- 0.27	28.33	3.58	30.48	86.92	129.07	108.07	12.02
117	7.36	59.06	0	2.92 +- 1.02	17.55	4.02	26.02	51.52	107.26	98.74	11.73
118	7.98	64.88	0	2.02 +- 0.35	22.41	3.91	28.48	58.43	152.15	103.21	7.89
126	5.71	16.61	0	3.16 +- 0.2	21.9	3.41	19.36	65.93	138.69	90.31	10.76
127	5.82	34.40	0	3.19 +- 0.11	16.69	3.37	13.81	50.38	132.28	102.56	10.73
131	7.60	110.98	0	2.42 +- 0.35	23.39	4.53	20.65	64.69	116.47	70.42	10.99
132	7.62	130.83	0	2.35 +- 0.48	22.05	4.05	16.88	60.37	130.25	55.75	9.52
186	7.86	17.10	0	4.24 +- 1.64	13.34	1.63	9.22	44.13	150.10	73.02	6.90
193	5.11	14.60	0	1.98 +- 1.08	20.42	1.67	21.73	52.92	138.22	61.23	3.30
52	7.62	33.76	0	3.19 +- 0.86	18.35	2.96	22.80	55.43	68.75	40.10	9.44
117	7.36	59.06	0	3 +- 1.25	18.47	3.75	23.21	54.69	58.96	81.31	11.24
15	7.39	5.40	0	1.65 +- 0.3	20.42	2.43	11.98	49.92	86.02	44.84	4.01
25	7.27	49.71	NOV_1	0.84 +- 0.28	20.84	3.39	19.96	41.00	118.81	74.09	2.84
29	7.91	30.92	KAS	1.84 +- 0.21	21.59	3.22	29.43	54.71	111.07	107.68	5.95
63	6.05	40.67	NOV_1	2.26 +- 0.91	20.34	3.39	21.41	55.01	120.28	80.25	7.67

Tabel 10: Overzicht van de berekende bodemkarakteristieken voor de verschillende percelen. De overmaat aan traag-circulerende fosfor (P_{oxa}) voor de bovenlaag en de onderlaag werd berekend aan de hand van de verhouding tussen P_{ois} en P_{oxa} , voor twee verschillende abiotische streefdoelen (schraalgrasland: $P_{ois} = 10$ mg/kg voor heischraal en kalkgrasland, $P = 13$ mg/kg voor zinkweide, in grijs gearceerd; glanshaverhooiland $P_{ois} = 15$ mg/kg) en twee verschillende scenario's (conservatief scenario, diepte = 30 cm; best-case scenario, diepte = 20 cm).

ID	Bulk-densiteit boven (kg/dm ³)	Bulk-densiteit onder (kg/dm ³)	Schraalgrasland			Glanshaver		
			Overmaat P boven (kg/ha)	Overmaat P onder (Kg/ha) conservatief	Overmaat P onder (kg/ha) best-case	Overmaat P boven (kg/ha)	Overmaat P onder (Kg/ha) conservatief	Overmaat P onder (kg/ha) best-case
1	0.87	1.09	427.75	564.03	188.01	391.02	515.32	171.77
2	1.09	1.07	372.56	319.04	106.35	314.42	257.43	85.81
3	1.01	0.96	329.77	348.29	116.10	258.34	294.29	98.10
4	0.81	1.05	216.23	202.55	67.52	173.89	152.58	50.86
5	0.99	1.12	160.34	156.85	52.28	93.66	71.47	23.82
6	0.80	0.85	\	\	\	\	\	\
7	1.04	1.08	467.80	476.61	158.87	413.81	424.51	141.50
8	0.89	0.99	\	\	\	\	\	\
9	1.12	1.23	284.27	306.93	102.31	228.81	247.84	82.61
10	1.12	1.36	265.40	239.18	79.73	208.03	165.06	55.02
11	1.12	1.25	341.39	397.86	132.62	288.28	338.40	112.80
12	1.14	1.07	268.02	302.13	100.71	206.58	254.77	84.92
13	1.23	1.31	236.10	197.66	65.89	175.37	132.24	44.08
14	0.90	1.17	9.24	\	\	\	\	\
15	0.96	1.23	\	\	\	\	\	\
16	0.90	1.09	74.21	\	\	21.94	\	\
17	0.81	1.15	58.91	\	\	20.03	\	\
18	0.81	1.06	334.45	327.81	109.27	284.19	263.23	87.74
19	0.93	1.16	\	\	\	\	\	\
20	0.93	1.20	182.60	65.58	21.86	144.07	\	\
21	0.98	1.33	36.11	\	\	\	\	\
22	0.96	1.34	\	\	\	\	\	\
23	1.02	1.35	24.93	\	\	\	\	\
24	0.99	1.36	320.89	100.13	33.38	277.80	6.76	2.25
25	0.76	0.88	350.43	268.23	89.41	306.31	212.25	70.75
26	0.77	0.93	321.67	190.16	63.39	277.50	135.27	45.09
27	1.01	1.25	\	\	\	\	\	\
28	1.04	1.25	217.87	19.80	6.60	153.43	\	\
29	1.10	1.24	275.34	391.85	130.62	209.52	332.44	110.81
30	0.92	1.21	392.14	110.27	36.76	325.68	12.42	4.14
31	0.93	1.19	596.71	419.67	139.89	541.51	344.53	114.84
32	0.76	1.20	523.06	486.78	162.26	486.67	432.76	144.25
33	0.98	1.20	214.67	73.55	24.52	159.42	2.82	0.94
34	0.94	1.31	307.13	240.58	80.19	264.87	175.68	58.56
35	0.87	1.18	\	\	\	\	\	\
36	0.84	1.10	234.53	132.41	44.14	181.89	58.46	19.49
37	0.78	1.09	206.52	\	\	159.06	\	\

38	0.81	1.05	126.16	56.30	18.77	59.14	\	\
39	0.77	1.07	281.98	123.16	41.05	235.49	37.43	12.48
40	0.83	1.13	405.13	12.45	4.15	334.92	\	\
41	0.73	1.06	459.04	247.69	82.56	404.79	145.13	48.38
42	0.84	1.16	335.93	240.10	80.03	277.19	125.11	41.70
43	0.76	1.08	394.80	227.56	75.85	353.58	169.44	56.48
44	0.74	1.02	262.84	\	\	215.16	\	\
45	0.97	1.10	\	\	\	\	\	\
46	0.99	1.18	97.72	62.60	20.87	18.14	\	\
47	0.77	1.03	3.47	\	\	\	\	\
48	0.96	1.12	132.61	158.14	52.71	55.88	66.81	22.27
49	0.73	0.92	57.61	\	\	\	\	\
50	0.73	0.99	139.22	\	\	\	\	\
51	0.84	1.18	\	\	\	\	\	\
52	0.74	0.99	170.24	51.97	17.32	134.42	\	\
53	0.91	0.98	300.69	110.27	36.76	242.68	30.00	10.00
54	0.80	1.02	\	\	\	\	\	\
55	0.88	1.15	76.07	\	\	27.02	\	\
56	0.86	1.20	20.57	\	\	\	\	\
57	0.93	1.24	121.23	215.61	71.87	58.51	114.22	38.07
58	0.92	1.32	14.50	\	\	\	\	\
59	1.06	1.25	213.66	226.07	75.36	152.43	142.86	47.62
60	1.20	1.27	352.10	332.79	110.93	284.80	260.91	86.97
61	0.79	1.14	313.61	226.95	75.65	253.05	121.61	40.54
62	0.76	1.13	\	\	\	\	\	\
63	1.01	0.98	370.37	359.37	119.79	309.99	307.38	102.46
64	1.25	1.27	410.11	455.25	151.75	353.16	398.90	132.97
65	0.92	1.25	31.06	\	\	\	\	\
66	1.22	1.38	408.81	387.10	129.03	353.53	321.11	107.04
67	0.95	1.13	270.84	333.89	111.30	216.62	263.92	87.97
68	0.68	0.92	285.76	160.00	53.33	248.73	86.12	28.71
69	0.79	1.02	208.18	233.72	77.91	143.62	135.11	45.04
70	0.87	1.07	90.22	\	\	53.66	\	\
71	0.79	0.99	443.03	270.05	90.02	400.83	209.81	69.94
72	0.80	1.09	421.90	265.00	88.33	383.78	146.50	48.83
73	0.89	1.11	165.01	\	\	89.36	\	\
74	0.88	0.90	467.31	385.72	128.57	414.34	323.78	107.93
75	0.90	1.18	148.08	\	\	72.24	\	\
76	0.90	1.23	357.28	316.52	105.51	300.71	234.65	78.22
77	0.87	1.10	64.45	\	\	20.92	\	\
78	1.04	1.26	205.76	357.38	119.13	141.66	293.71	97.90
79	1.05	1.30	104.00	193.10	64.37	29.09	109.41	36.47
80	1.13	1.23	153.87	202.35	67.45	71.65	118.69	39.56
81	1.02	1.28	195.60	414.07	138.02	121.65	341.74	113.91
82	1.09	1.34	171.70	246.43	82.14	78.39	145.75	48.58
83	1.15	1.42	200.49	313.86	104.62	111.70	219.37	73.12
84	1.06	1.32	357.16	473.09	157.70	301.47	406.55	135.52
85	1.13	1.32	130.01	209.46	69.82	51.63	121.56	40.52

86	1.10	1.35	179.76	318.51	106.17	106.22	245.00	81.67
87	1.09	1.30	204.34	357.98	119.33	122.06	280.16	93.39
88	1.10	1.23	272.25	512.26	170.75	199.73	444.35	148.12
89	1.17	1.45	65.31	118.76	39.59	\	\	\
90	1.07	1.32	134.23	282.24	94.08	47.87	199.90	66.63
91	1.01	1.02	170.39	183.50	61.17	110.19	125.00	41.67
92	0.95	1.04	87.43	32.61	10.87	44.03	\	\
93	0.95	1.00	33.93	3.61	1.20	\	\	\
94	1.04	1.08	\	\	\	\	\	\
95	0.87	1.10	230.20	80.40	26.80	191.37	12.49	4.16
96	0.97	1.10	225.32	174.18	58.06	165.74	74.25	24.75
97	1.05	1.27	27.51	\	\	\	\	\
98	1.05	1.30	221.37	100.12	33.37	164.48	\	\
99	1.18	1.27	324.03	341.33	113.78	243.91	245.25	81.75
100	1.04	1.21	76.13	82.14	27.38	\	\	\
101	1.10	1.33	240.71	249.54	83.18	180.04	157.75	52.58
102	0.93	1.42	\	\	\	\	\	\
103	1.13	1.45	\	\	\	\	\	\
104	0.95	1.09	89.50	\	\	32.62	\	\
105	0.95	0.98	132.07	97.43	32.48	73.03	23.94	7.98
106	0.97	1.07	\	\	\	\	\	\
107	0.78	0.91	116.55	51.06	17.02	67.49	\	\
108	0.67	0.80	\	\	\	\	\	\
109	1.05	1.19	146.67	53.22	17.74	64.86	\	\
110	0.84	0.99	307.75	268.42	89.47	255.37	167.60	55.87
111	0.90	1.12	148.03	\	\	19.67	\	\
112	0.91	1.05	331.94	273.97	91.32	244.15	92.20	30.73
113	1.20	1.44	213.71	118.36	39.45	148.63	\	\
114	0.82	1.23	211.36	\	\	181.71	\	\
115	0.78	0.96	79.40	20.87	6.96	39.59	\	\
116	0.87	1.01	92.79	\	\	55.21	\	\
117	0.92	1.14	382.91	373.74	124.58	343.88	317.88	105.96
118	0.81	1.27	561.25	587.48	195.83	510.12	488.16	162.72
119	0.79	1.08	299.96	\	\	201.70	\	\
120	0.73	1.07	167.44	27.22	9.07	116.92	\	\
121	0.76	0.95	191.54	\	\	129.39	\	\
122	0.80	0.98	391.20	224.58	74.86	355.95	161.26	53.75
123	0.81	1.03	49.54	\	\	20.84	\	\
124	0.85	1.06	73.30	\	\	46.35	\	\
125	0.90	1.14	204.24	\	\	153.30	\	\
126	0.73	1.04	85.33	\	\	20.78	\	\
127	0.91	1.15	352.97	183.45	61.15	280.63	73.75	24.58
128	0.79	1.04	\	\	\	\	\	\
129	0.80	1.04	5.80	\	\	\	\	\
130	0.79	1.06	15.94	\	\	\	\	\
131	0.65	0.80	664.83	627.02	209.01	631.91	586.96	195.65
132	0.62	0.77	741.16	747.91	249.30	710.49	708.09	236.03
133	0.74	0.96	599.87	741.89	247.30	558.81	665.65	221.88

134	0.59	0.79	644.30	739.53	246.51	611.04	708.45	236.15
135	0.71	1.02	719.06	536.50	178.83	680.90	500.49	166.83
136	0.65	0.85	546.38	589.07	196.36	513.64	553.71	184.57
137	0.72	1.06	383.05	288.66	96.22	351.34	248.40	82.80
138	0.82	1.04	178.40	80.42	26.81	130.65	7.04	2.35
139	0.78	1.06	204.00	101.52	33.84	164.48	34.82	11.61
140	0.88	1.04	84.94	\	\	34.87	\	\
141	0.85	1.00	89.76	\	\	5.52	\	\
142	0.71	0.82	79.49	30.55	10.18	26.22	\	\
143	0.76	1.30	11.76	\	\	\	\	\
144	0.85	1.22	52.75	\	\	20.86	\	\
145	0.74	1.01	226.09	27.34	9.11	211.03	\	\
146	0.89	1.03	308.56	149.17	49.72	278.63	95.56	31.85
147	0.83	1.03	136.36	\	\	88.43	\	\
148	0.72	0.89	304.39	92.17	30.72	269.98	29.08	9.69
149	0.71	0.87	206.11	\	\	161.01	\	\
150	0.78	1.08	147.00	\	\	126.89	\	\
151	0.71	0.97	23.90	\	\	11.92	\	\
152	0.82	0.98	20.90	\	\	12.61	\	\
153	0.84	1.05	74.40	\	\	59.24	\	\
154	1.14	1.31	\	\	\	\	\	\
155	1.02	1.10	608.83	622.08	207.36	568.37	584.37	194.79
156	0.98	1.09	191.85	124.63	41.54	144.81	57.15	19.05
157	0.99	1.15	156.13	84.17	28.06	116.90	14.44	4.81
158	0.79	1.02	\	\	\	\	\	\
186	0.87	1.32	132.01	\	\	38.98	\	\
187	0.88	1.67	\	\	\	\	\	\
188	0.93	1.08	223.83	233.13	77.71	167.03	168.16	56.05
189	0.88	1.15	261.48	256.01	85.34	209.39	178.03	59.34
190	1.04	1.00	554.87	557.30	185.77	511.41	513.55	171.18
191	1.15	1.11	509.90	597.60	199.20	459.81	548.49	182.83
192	1.39	1.28	494.62	476.65	158.88	444.04	430.49	143.50

Tabel 11: Overzicht van de duur van verschillende abiotische herstelmethodes, met als streefdoel schraalgrasland (heischraal of kalgrasland, $P_{ols} = 10$ mg; $P = 13$ mg/kg voor zinkweide, in grijs gearceerd) en glanshaverhooiland ($P_{ols} = 15$ mg/kg). Voor beide streefdoelen wordt een conservatief en een best-case scenario gegeven (zie § voor meer uitleg over de scenario's). Zoals hoger beschreven is de duur van uitmijnen is tot op het punt dat nog tien jaar intensief maaien (of chopperen) nodig is om het abiotisch doel te bereiken.

ID	Schraalgrasland				Glanshaverhooiland			
	Duur uitmijnen (j)		Duur enkel maaien (j)		Duur uitmijnen (j)		Duur enkel maaien (j)	
	Best-case	Conser-vatief	Best-case	Conser-vatief	Best-case	Conser-vatief	Best-case	Conser-vatief
1	14	31	35	55	12	27	31	50
2	11	21	29	41	8	16	24	33
3	10	22	27	41	7	16	21	33
4	5	11	18	25	2	7	14	20
5	2	7	14	20	\	1	8	11
6	\	\	\	\	\	\	\	\
7	15	30	36	54	12	26	32	48
8	\	\	\	\	\	\	\	\
9	8	18	24	36	5	13	19	28
10	7	15	21	31	4	9	16	22
11	11	23	28	44	8	18	24	37
12	8	17	23	35	5	12	18	28
13	5	12	19	27	2	6	14	19
14	\	\	1	1	\	\	\	\
15	\	\	\	\	\	\	\	\
16	\	\	5	5	\	\	2	2
17	\	\	4	4	\	\	2	2
18	10	20	27	39	7	15	22	32
19	\	\	\	\	\	\	\	\
20	2	4	13	15	\	\	9	9
21	\	\	3	3	\	\	\	\
22	\	\	\	\	\	\	\	\
23	\	\	2	2	\	\	\	\
24	6	10	21	25	4	5	16	17
25	9	18	26	36	7	14	22	30
26	8	14	23	30	5	10	19	24
27	\	\	\	\	\	\	\	\
28	3	4	14	15	\	\	10	10
29	9	22	25	41	6	16	19	33
30	9	14	26	30	6	7	20	20
31	18	32	42	57	15	27	37	49
32	16	31	38	55	14	27	34	50
33	3	6	15	18	\	\	10	10
34	8	15	23	32	5	11	19	26
35	\	\	\	\	\	\	\	\
36	4	9	17	23	2	3	12	15
37	2	2	13	13	\	\	10	10
38	\	2	10	12	\	\	4	4
39	6	10	20	24	3	4	15	16

40	9	11	25	25	6	7	20	20
41	12	21	32	41	9	15	26	31
42	9	17	25	34	5	10	19	24
43	10	18	27	36	8	13	23	30
44	4	4	16	16	2	2	13	13
45	\	\	\	\	\	\	\	\
46	\	1	8	11	\	\	2	2
47	\	\	1	1	\	\	\	\
48	2	7	12	19	\	\	5	8
49	\	\	4	4	\	\	\	\
50	\	\	10	10	\	\	\	\
51	\	\	\	\	\	\	\	\
52	1	3	12	14	\	\	8	8
53	6	11	21	25	3	5	15	16
54	\	\	\	\	\	\	\	\
55	\	\	5	5	\	\	2	2
56	\	\	2	2	\	\	\	\
57	2	9	13	22	\	1	6	11
58	\	\	1	1	\	\	\	\
59	5	12	18	27	2	6	13	18
60	11	22	28	41	7	15	22	32
61	8	16	24	33	5	9	18	22
62	\	\	\	\	\	\	\	\
63	11	23	29	43	8	18	24	36
64	13	28	33	51	11	23	28	43
65	\	\	3	2	\	\	\	\
66	13	25	32	46	10	20	27	39
67	8	19	23	37	5	13	18	29
68	6	11	20	26	4	7	16	20
69	5	13	18	28	1	5	12	17
70	\	\	6	6	\	\	4	4
71	12	21	31	40	9	16	27	34
72	11	20	29	39	8	13	24	30
73	1	1	11	11	\	\	6	6
74	14	27	35	49	11	22	30	42
75	\	\	10	10	\	\	5	5
76	10	21	28	40	7	15	22	31
77	\	\	5	5	\	\	2	2
78	6	18	21	35	3	12	15	27
79	1	7	11	20	\	\	5	9
80	3	9	15	23	\	2	7	12
81	7	20	21	38	3	13	15	29
82	4	12	17	27	\	3	8	14
83	6	16	20	33	1	8	12	21
84	12	27	31	49	9	21	26	41
85	2	9	13	22	\	1	6	11
86	5	15	18	32	1	8	12	22
87	7	18	21	36	2	11	14	25

88	10	27	28	48	7	20	21	39
89	\	2	7	13	\	\	\	\
90	3	12	15	27	\	4	8	16
91	3	9	15	22	\	3	10	15
92	\	\	7	8	\	\	3	3
93	\	\	3	3	\	\	\	\
94	\	\	\	\	\	\	\	\
95	3	6	16	19	1	2	12	12
96	5	11	18	25	1	3	12	15
97	\	\	2	2	\	\	\	\
98	4	7	16	20	\	\	10	10
99	10	22	27	41	6	14	20	30
100	\	1	7	11	\	\	\	\
101	6	14	20	30	3	7	14	21
102	\	\	\	\	\	\	\	\
103	\	\	\	\	\	\	\	\
104	\	\	6	6	\	\	3	3
105	1	4	11	15	\	\	5	6
106	\	\	\	\	\	\	\	\
107	\	1	9	11	\	\	5	5
108	\	\	\	\	\	\	\	\
109	1	2	11	13	\	\	5	5
110	8	17	24	34	5	10	19	25
111	\	\	10	10	\	\	2	2
112	10	19	26	37	4	7	17	21
113	4	8	16	21	\	\	9	9
114	2	2	13	13	1	1	11	11
115	\	\	6	7	\	\	3	3
116	\	\	6	6	\	\	4	4
117	11	23	29	43	9	18	26	37
118	19	37	43	64	16	31	38	55
119	6	7	19	19	2	2	13	13
120	1	2	11	12	\	\	8	8
121	2	2	12	12	\	\	8	8
122	10	17	27	35	7	13	23	29
123	\	\	4	4	\	\	2	2
124	\	\	5	5	\	\	3	3
125	2	2	13	13	\	\	10	10
126	\	\	6	6	\	\	2	2
127	9	16	25	33	5	8	18	21
128	\	\	\	\	\	\	\	\
129	\	\	1	1	\	\	\	\
130	\	\	2	2	\	\	\	\
131	20	39	47	68	19	36	44	64
132	23	45	52	77	21	41	49	73
133	21	43	47	73	18	38	42	66
134	21	42	48	73	19	39	45	69
135	21	38	48	67	19	35	45	62

136	17	34	40	61	15	31	38	57
137	10	19	27	37	8	16	24	33
138	2	5	13	16	\	\	8	9
139	3	6	15	19	1	2	11	12
140	\	\	6	6	\	\	3	3
141	\	\	6	6	\	\	1	1
142	\	\	6	8	\	\	2	2
143	\	\	1	1	\	\	\	\
144	\	\	4	4	\	\	2	2
145	3	4	14	15	2	2	13	13
146	7	12	22	28	5	9	19	22
147	\	\	9	9	\	\	6	6
148	6	10	21	24	4	6	17	18
149	2	2	13	13	\	\	10	10
150	\	\	9	9	\	\	8	8
151	\	\	2	2	\	\	1	1
152	\	\	2	2	\	\	1	1
153	\	\	5	5	\	\	4	4
154	\	\	\	\	\	\	\	\
155	20	38	45	67	18	35	41	62
156	3	7	15	20	\	2	10	13
157	1	4	12	15	\	\	8	8
158	\	\	\	\	\	\	\	\
186	\	\	9	9	\	\	3	3
187	\	\	\	\	\	\	\	\
188	5	13	19	28	2	7	14	20
189	7	15	21	31	4	9	16	23
190	18	35	41	62	16	31	38	56
191	17	36	41	63	15	31	36	56
192	16	31	38	55	13	26	33	49

8 Bijlage: abiotisch herstel tot glanshaverhooiland

8.1 Beheeradvies per gebied

8.1.1 Inleiding

In deze paragraaf visualiseren we voor elk deelgebied door middel van kaartjes het beheeradvies met als streefdoel herstel tot glanshaverhooiland (Kaarten 44-56). Op elk kaartje staat de kleur groen voor percelen die het abiotisch doel voor glanshaverhooiland al bereikt hebben en de kleur oranje voor intensief maaibeheer (aantal jaar als label). De kleur rood staat voor uitmijnen als herstelbeheer. Voor het uitmijnen werden twee scenario's doorgerekend:

- Een conservatief scenario dat uitgaat van een diepte van 30 cm en een afvoer zoals gevonden in de vegetatiestaalname (oranje curve in Figuur 28).
- Een best-case scenario dat uitgaat van een diepte van 20 cm en een afvoer zoals verondersteld kan worden op basis van extrapolatie (rode curve in Figuur 28).

Het label bij percelen onder uitmijnbeheer is dus weergegeven als een interval van het aantal jaren tussen best-case en conservatief scenario. De reële duur van herstel zal variëren tussen percelen en afhangen van de hydrologie en de effectieve P-afvoer bij uitmijnen. Om beter in te schatten hoe lang het uitmijnbeheer zal moeten duren is het nuttig om na een aantal jaren de exacte P-afvoer met maaien te bepalen in verschillende percelen onder uitmijnbeheer. Met behulp van die gegevens kan de range tussen conservatief en best-case scenario significant verkleind worden.

De resultaten staan ook weergegeven in Tabel 11, samen met de duur van abiotisch herstel tot glanshaverhooiland volledig op basis van een intensief maaibeheer. Hiermee kan de tijdswinst met behulp van uitmijnen ingeschat worden en het kan een houvast zijn voor percelen waar het om uiteenlopende redenen gevoelig is om meststof op te brengen.

8.1.2 Natuurmonumenten: Sint-Pietersberg



Kaart 44: Advies voor abiotisch herstel tot glanshverhooiland van de percelen van Natuurmonumenten op de Sint-Pietersberg.

8.1.3 Natuurmonumenten: Doalkensberg



Kaart 45: Advies voor abiotisch herstel tot glanshverhooiland van de percelen van Natuurmonumenten bij Doalkensberg

8.1.4 Natuurmonumenten: Overgeul



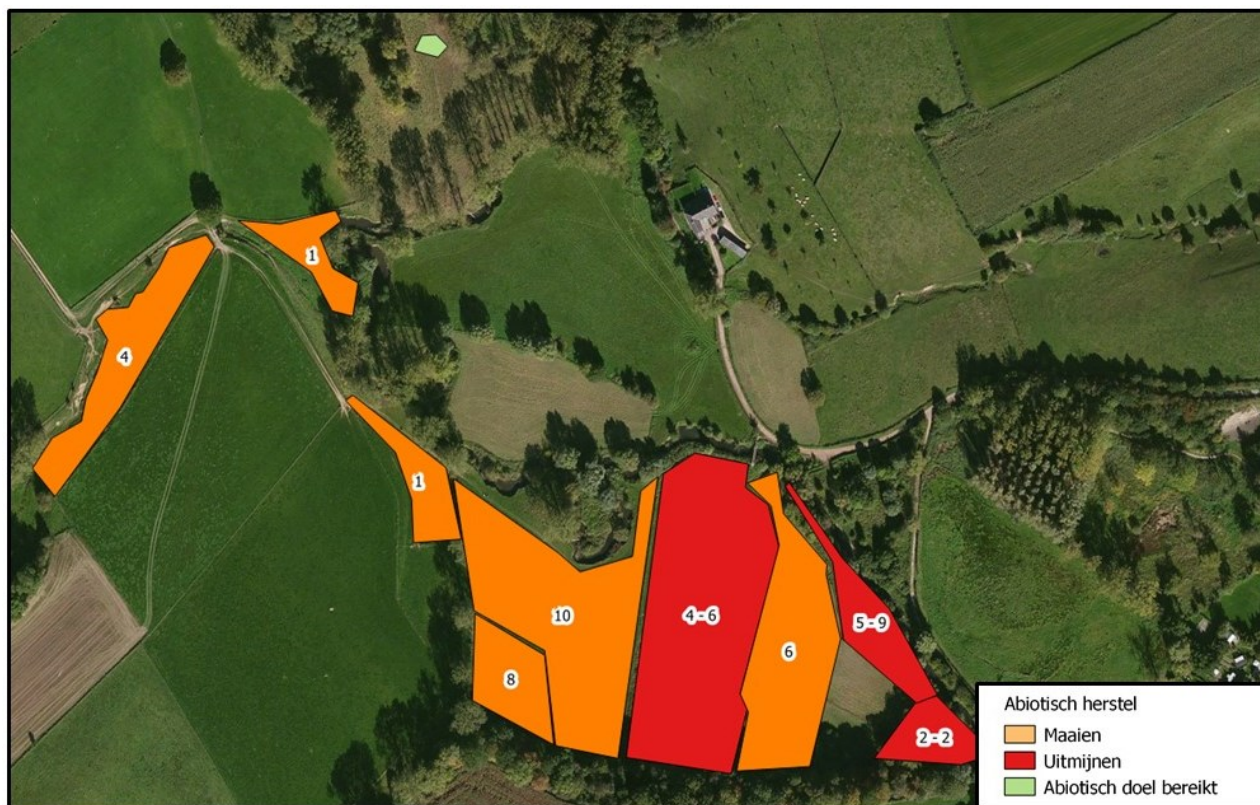
Kaart 46: Advies voor abiotisch herstel tot glanshaverhooiland voor de percelen van Natuurmonumenten bij Overgeul

8.1.5 Natuurmonumenten: Schweiberg



Kaart 47: Advies voor abiotisch herstel tot glanshaverhooiland voor de percelen van Natuurmonumenten bij Schweiberg.

8.1.6 Natuurmonumenten: Zinkreservaat



Kaart 48: Advies voor abiotisch herstel tot glanshaverhooiland in de percelen van Natuurmonumenten in het Zinkreservaat.

8.1.7 Natagora: Hombourg



Kaart 49: Advies voor abiotisch herstel tot glanshaverhooiland in de percelen van Natagora in Hombourg..

8.1.8 Natagora: Boirs



Kaart 50: Advies voor abiotisch herstel tot glanshaverhooiland in de percelen van Natagora te boirs.

8.1.9 Natagora: Bassenge



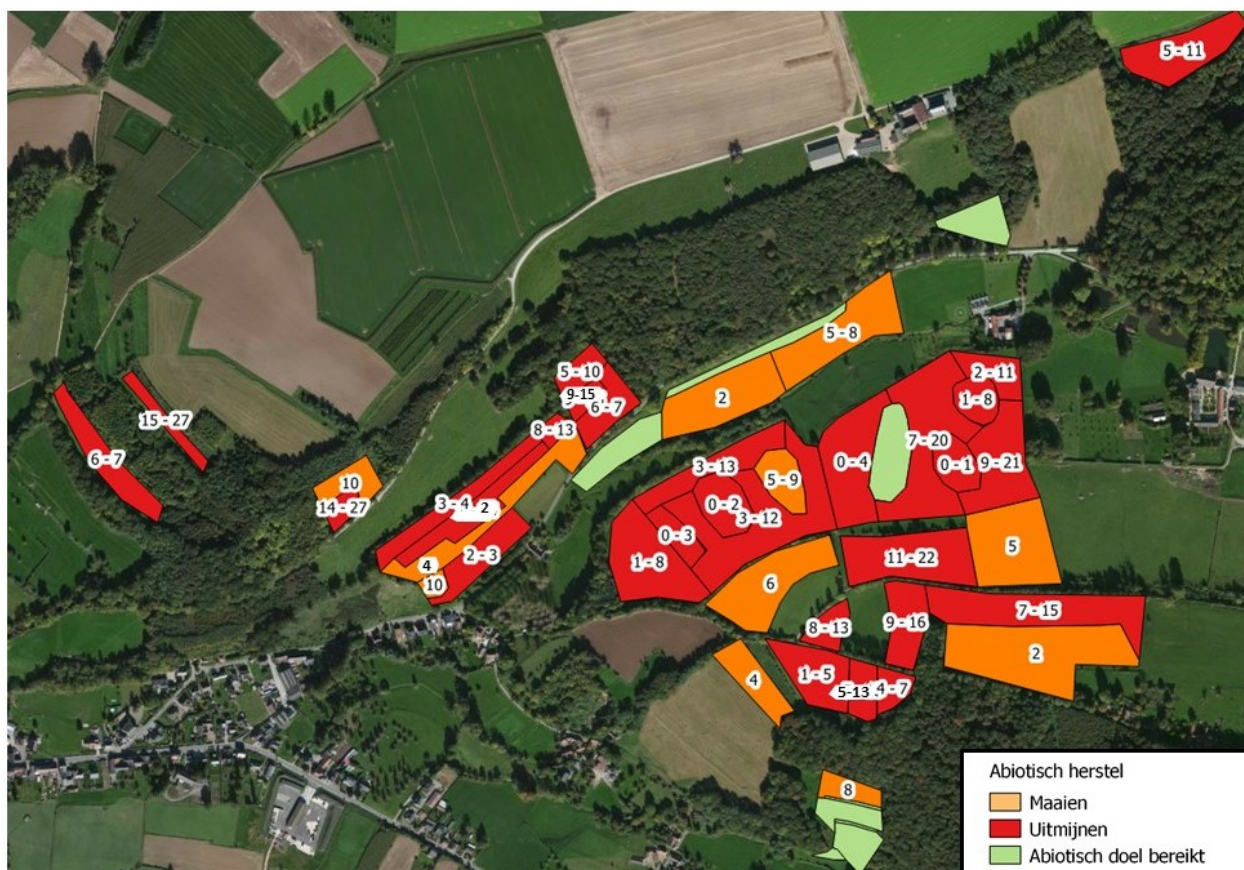
Kaart 51: Advies voor abiotisch herstel tot glanshaverhooiland op de percelen van Natagora in Bassenge.

8.1.10 Natagora: Hotton

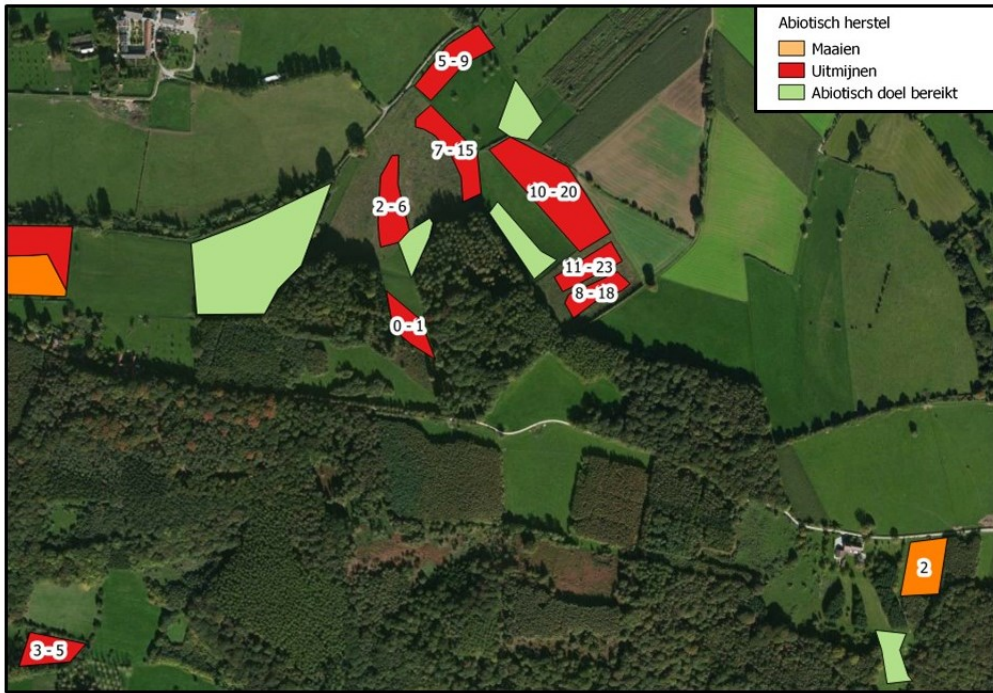


Kaart 52: Advies voor abiotisch herstel tot glanshaverhooiland op de percelen van Natagora in Menil-Favay.

8.1.11 Natuurpunt: Voeren

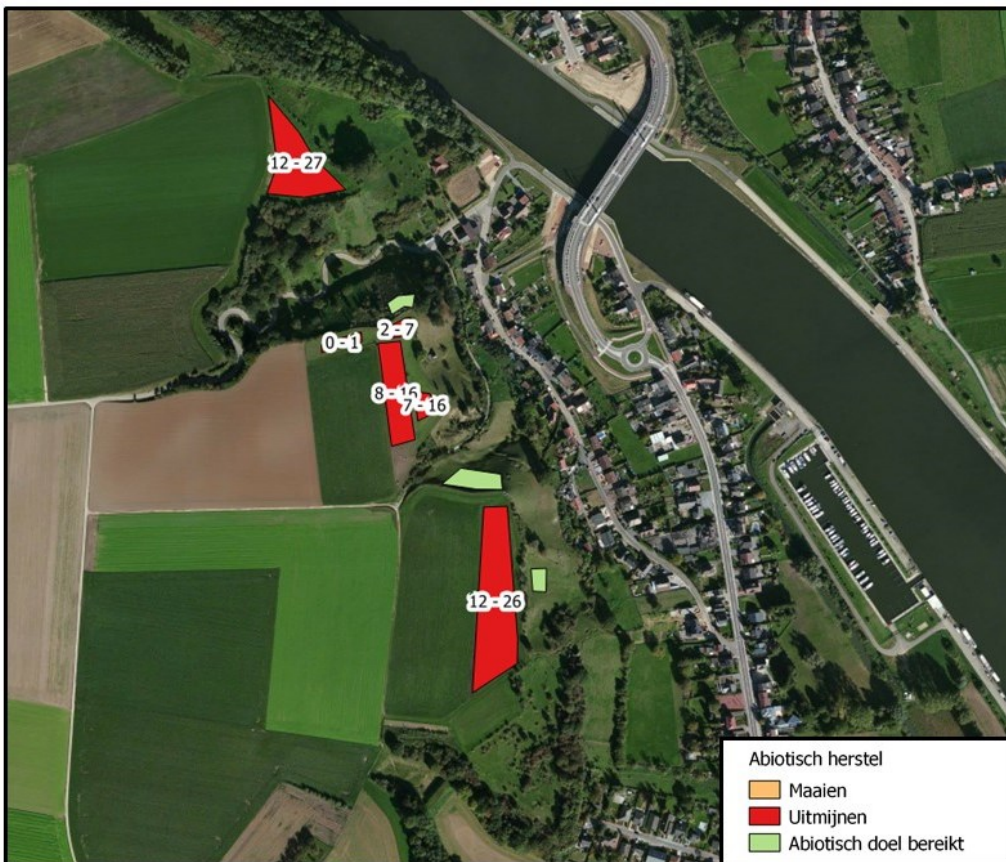


Kaart 53: Advies voor abiotisch herstel tot glanshaverhooiland in de percelen van Natuurpunt in Voeren (West).



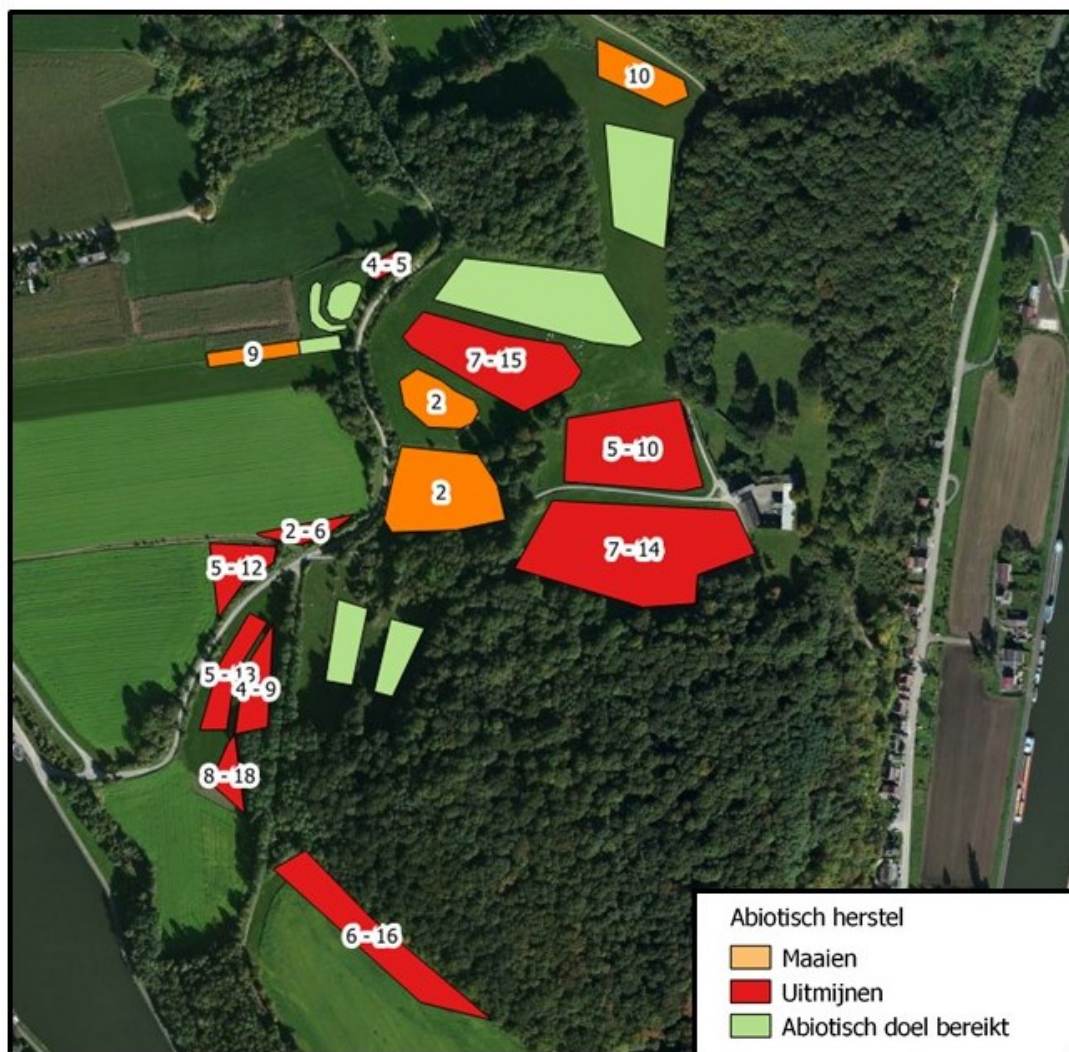
Kaart 54: Advies voor abiotisch herstel tot glanshaverhooiland op de percelen van Natuurpunt in Voeren (Oost).

8.1.12 Natuurpunt: Tiendeberg



Kaart 55: Advies voor abiotisch herstel tot glanshaverhooiland op de percelen van Natuurpunt op de Tiendeberg.

8.1.13 Natuurpunt: Plateau van Caestert



Kaart 56: Beheeradvies voor de percelen tot glanshaverhooiland van Natuurpunt op het plateau van Caestert.