



Grondwaterkwaliteitsaspecten bij vernatting van verdroogde natte natuurparels in Noord-Brabant

Roland Bobbink

Miron Hart

Monique van Kempen

Fons Smolders

Jan Roelofs

Juli 2007

In opdracht van: Provincie Noord-Brabant

Grondwaterkwaliteitsaspecten bij vernatting van verdroogde natte natuurparels in Noord-Brabant

Roland Bobbink

Miron Hart

Monique van Kempen

Fons Smolders

Jan Roelofs

Juli 2007

In opdracht van: Provincie Noord-Brabant

Rapportnummer 2007.15
B-WARE Research Centre
Radboud Universiteit, Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen
Tel: 024-3652813
info@ocbw.nl
www.b-ware.eu

Inhoudsopgave

Hoofdstuk 1 Inleiding

1.1	Inleiding	5
1.2	Doelstelling van deze studie	6
1.3	Werkwijze	6
1.4	Begeleiding	7
1.5	Leeswijzer	8

Hoofdstuk 2 Natte natuurparels: beleid en natuurdoeltypen

2.1	Wat zijn natte natuurparels en welk beleid is hier op van toepassing	9
2.2	Natuurdoeltypen binnen natte natuurparels	12
2.2.1	Vennen	12
2.2.2	Hoogveen	13
2.2.3	Natte heide	13
2.2.4	Moerassen	13
2.2.5	Broekbossen	14
2.2.6	Natte en vochtige schraallanden	15
2.3	Samenvatting	17

Hoofdstuk 3 Waterkwaliteitsaspecten rondom verdroging en (her)vernatting

3.1	Inleiding	20
3.2	Redoxpotentiaal, zuurbufferend vermogen en nutriëntencycli	20
3.2.1	Redoxprocessen	20
3.2.2	Buffercapaciteit	22
3.2.3	Nutriëntenbeschikbaarheid	23
3.3	Effecten van verdroging en (her)vernatting op biochemische processen	25
3.3.1	Fosfor-fosfaatbeschikbaarheid en de rol van calcium en ijzer	25
3.3.1.1	Kalkarme bodems	26
3.3.1.2	Kalkrijke bodem	27
3.3.2	Stikstofnitrificatie, denitrificatie en de oxidatie van ijzersulfiden	28
3.3.2.1	Omzetting van stikstof naar de bodem	28
3.3.2.2	Effecten van stikstof op (water)planten	29
3.3.2.3	Effecten van nitraat op landschapsschaal: Interactie met Fe en S	31
3.3.3	IJzerkringloop	31
3.3.3.1	Ijzertoxiciteit	32
3.3.3.2	Ijzeroxidatie en -reductie en fosfaatbeschikbaarheid	32
3.3.4	Zwavelkringloop	33
3.3.4.1	Sulfaatreductie	33
3.3.4.2	Sulfide oxidatie, verzuring en mobilisatie van zware metalen	35
3.3.5	Koolstofdecompositie, mineralisatie en buffercapaciteit	36
3.3.5.1	Koolstofdioxide	37
3.3.5.2	Waterverharding	38
3.4	Voorspelling aan de hand van chemische indicatoren	38
3.4.1	Olsen-P-concentratie; indicatie voor hoeveelheid beschikbare P voor planten	39
3.4.2	$\text{Fe}:\text{PO}_4^{3-}$; indicatie hoeveelheid fosfaat naar oppervlaktewater	40
3.4.3	$(\text{Fe}-\text{P}):\text{Fe}_{\text{ox}}$; indicatie hoeveelheid vrijkomend fosfaat bij overstroming	41
3.4.4	$\text{Fe}:\text{S}$ en/of $(\text{Fe}-\text{S}):\text{P}$; indicatie hoeveelheid ijzer dat fosfaat kan binden	41
3.4.5	$\text{S}:(\text{Ca} + \text{Mg})$; indicatie voor de mate van verzuring bij verdroging	42

Hoofdstuk 4 Abiotische situatie in Noord-Brabant

4.1	Geologie en geohydrologie	43
4.1.1	Afzettingsgeschiedenis	43
4.1.2	Breuken en geohydrologische delen	45

4.2	Grondwaterstromen en kwel	47
4.3	Grondwaterstroming en chemische samenstelling	48
4.4	Kwel in maaiveld	49
4.5	Grondwatertype in natte natuurparels	50
4.6	Algemene grondwaterkwaliteit in Noord-Brabant	51
4.6.1	Calcium	52
4.6.2	pH	52
4.6.3	Nitraat	52
4.6.4	Fosfaat	53
4.6.5	Sulfaat en ijzersulfide	53
4.7	Risicogebieden	54
4.8	Samenvatting	55

Hoofdstuk 5 Grondwaterchemie in en rondom natte parels

5.1	Inleiding	57
5.1.1	Datavergaring	57
5.1.2	Aanvullende metingen	57
5.1.3	Datapresentatie	58
5.2	Overzicht van grondwaterchemie in of bij natte natuurparels in Noord-Brabant	58
5.2.1	pH, calcium- en bicarbonaatgehalte	58
5.2.2	Nitraat, ammonium, fosfaat (P)	59
5.2.3	Sulfaat (S), IJzer en overige ionen	59
5.3	Weergave van de parameters voor grondwaterkwaliteit in de deelgebieden (B-H)	74
5.4	Detailbeschrijving van grondwaterkwaliteit in enkele natte natuurparels	75
5.4.1	Noordpolder Ossendrecht	75
5.4.2	De Matjens	77
5.4.3	Kelsdonk	78
5.4.4	Binnenpolder Terheijden	79
5.4.5	Langstraat	80
5.4.6	Wijstgronden Uden	82
5.4.7	Urkhovense Zegge	83
5.4.8	Sang en Goorkens	84
5.4.9	Kleine Dommel	85
5.4.10	Keersop en Beekloop	87

Hoofdstuk 6 Grondwaterkwaliteitsaspecten bij vernatting van verdroogde natte natuurparels

6.1	Inleiding	89
6.1.1	Verdroogd agrarisch gebied en verdroogde natuur in natte natuurparels	89
6.2	Vernatting van voormalige landbouwgronden	90
6.2.1	P-mobilisatie bij vernatting	90
6.2.2	Geen P-mobilisatie bij vernatting	92
6.2.2.1	Kalkrijke bodems	92
6.2.2.2	IJzerrijke kwel	93
6.2.3	Maatregelen ter beperking van P-mobilisatie in voormalige landbouwgrond	94
6.2.3.1	Ontgronden en daarna vernatten	94
6.2.3.2	Maaien, begrazen en/of uitmijnen	94
6.2.3.3	Toedienen van ijzer of kalk	95
6.2.3.4	Omwisselen van natuurdoeltype	95
6.3	Vernatten van bestaande natuur	95
6.3.1	Permanent hoog opstuwen van het (grond)waterpeil	95
6.3.2	Vernatten via een natuurlijk waterpeilbeheer	98
6.3.2.1	Invloed van nitraat	98
6.3.3	Gebruik van gebiedsvreemd water	100
6.4	Praktijkervaringen in Noord-Brabant	101
6.4.1	Uitkomst workshop voor voormalige landbouwgronden	101

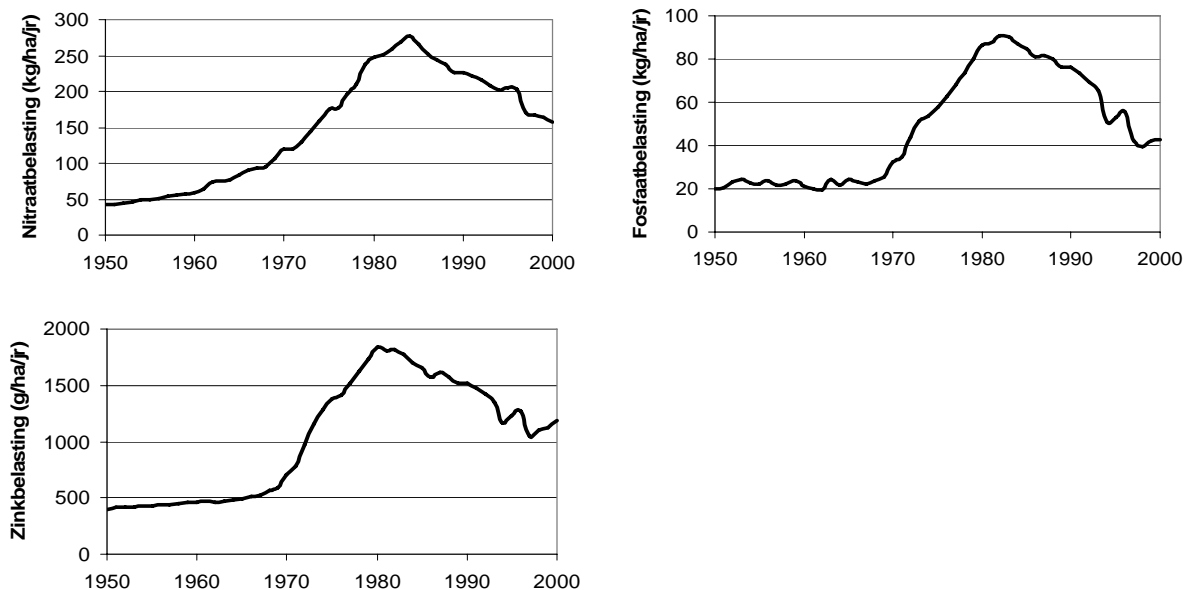
6.4.2	Uitkomst workshop voor vernatten van bestaande natuur	101
6.5	Aanpak per natuurdoeltype	101
6.5.1	Voormalige landbouwgronden	101
6.5.2	Verdroogde natuurelementen	102
6.6	Samenvatting	104
Hoofdstuk 7 Slotconclusies en aanbevelingen		
7.1	Conclusies	105
7.1.1	Grondwaterchemie in natte natuurparels	105
7.1.2	Vernatting van voormalig landbouwgrond	106
7.1.3	Vernatting van verdroogde natuurelementen	106
7.2	Kennishiaten	107
7.3	Aanbevelingen voor monitoring	108
7.4	Slot	108
8 Literatuurlijst		111
Bijlagen		117

Hoofdstuk 1 Inleiding

1.1 Inleiding

Verdroging van natuurgebieden is één van de belangrijkste oorzaken van de achteruitgang van natuurkwaliteit in Nederland. In de provincie Noord-Brabant is dat zeker ook het geval: ca. 39.000 hectare natuuroppervlak kampt met verdrogingsverschijnselen. In de landelijke beleidsdoelstellingen staat beschreven dat het areaal aan verdroogd natuurgebied in 2010 met 40% moet zijn gereduceerd. Vanaf 1991 wordt in Noord-Brabant gewerkt aan het terugdringen van verdroging in natuurgebieden (Geujen & Graafsma 2002). Het inperken van verdroging en het herstel van de ecologische waarden binnen natuurgebieden gaat soms gepaard met problemen betreffende de waterkwaliteit.

De kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater is de laatste decennia gedegradeerd als gevolg van intensieve agrarische activiteiten en atmosferische depositie. Vooral de zeer hoge mestgiften in het recente verleden hebben ertoe geleid dat er in het grondwater regelmatig concentraties van stoffen (bijvoorbeeld nitraat) worden aangetroffen die veel hoger zijn dan 50-60 jaar geleden. Daarbij kan worden aangemerkt dat vanaf het begin van de jaren tachtig een daling te zien is in deze belasting. In figuur 1 is voor nitraat, fosfaat en zink de totale belasting van landbouwgronden in Noord-Brabant vanaf 1950 weergegeven. Voor het bepalen van deze belasting heeft TNO bemestingsgegevens, gegevens over de samenstelling van de mest en gegevens over atmosferische depositie gebruikt.



Figuur 1. Historische belasting van landbouwgronden door atmosferische depositie en gebruik van meststoffen in de provincie Noord-Brabant (Rozemeijer 2005).

De belangrijkste en meest waardevolle grondwaterafhankelijke natuurgebieden in Noord-Brabant zijn gelegen in zogenoemde "Natte natuurparels". De natte natuurparels liggen binnen de ecologische hoofdstructuur (EHS) en zijn veelal ook vogel- of habitatrictlijngebieden. Op dit moment zijn (soms grote) delen van de Noord-Brabantse natte natuurparels als gevolg van antropogene beïnvloeding verdroogd. Grote delen van deze gebieden zijn gevoelig voor veranderingen in de waterhuishouding.

Binnen de reconstructieplannen van de provincie zijn er afspraken gemaakt om verdroogingherstel in natte natuurparels uit te voeren met behulp van vernattingsmaatregelen (herstel: 50 % in 2008 en 100 % in 2012) (Ertsen *et al.* 2005). Om natte natuurparels en andere verdroogde gebieden te herstellen wordt beleid met betrekking tot waterhuishouding en inrichting op elkaar afgestemd. Een speciaal aandachtspunt hierbij is het herstel van regionale kwel in de overgangszone tussen het zand- en kleigebied en in beekdalen en kwelmoerassen in het zandgebied. De kaders van het GGOR (Gewenste Grond- en Oppervlaktewater Regime), dat vastgesteld is door de provincie, vormen hierbij een hulpmiddel en is de basis waarmee de waterschappen op lokaal niveau passende (vernattings)maatregelen kunnen uitvoeren. Het te realiseren (of al aanwezige) natuurdoeltype bepaalt welke maatregelen moeten worden ingezet (Ertsen *et al.* 2005).

Bij herstel van verdroogde natuur via vernatting spelen zowel kwantitatieve als kwalitatieve aspecten van het (grond)water een rol. Op dit moment is er geen goed beeld van de grondwaterkwaliteit in en rondom natte natuurgebieden in Noord-Brabant. Daarnaast wordt er bij vernatting onvoldoende rekening gehouden met de effecten van een veranderend waterregime op de (grond)waterkwaliteit. Zo hebben in een aantal gevallen anti-verdrogingsmaatregelen een negatief effect op de grondwaterkwaliteit, omdat er onvoldoende rekening wordt gehouden met biogeochemische processen. Zo kan vernatten bijvoorbeeld leiden tot mobilisatie van fosfaat in de bodem of het sediment. Vanuit de werkgroep GGOR en Verdroging van de provincie Noord-Brabant is daarom dit onderzoek opgestart naar (grond)waterkwaliteitsaspecten rondom vernatting van verdroogde natte natuurparels.

1.2 Doelstelling van deze studie

Het algemene doel van deze studie is om te onderzoeken of de grondwaterkwaliteit in Noord-Brabant belemmerend kan zijn voor de uitvoering van vernattingsmaatregelen en het halen van ecologische doelstellingen in verdroogde natte natuurparels. Indien het antwoord hierop ja is, zal worden nagegaan welke extra maatregelen genomen kunnen worden om te voorkomen dat er ongewenste effecten ontstaan bij het vernatten van een verdroogd natuurgebied of voormalig agrarische gedeelte ervan. De doelgroep die de aanbevelingen uit deze studie in de praktijk zullen moeten toepassen zijn de waterschappen en de terreinbeherende organisaties. Ook de provincie zal de resoluten meenemen in beleidsontwikkeling.

1.3 Werkwijze

In de eerste fase van het project is door interne en externe kennisvergaring een overzicht opgesteld van relevante kennis over de effecten van vernatting en verdroging op biogeochemische processen in natte natuur. In de volgende fase van het onderzoek is op basis van beschikbare meetgegevens van grondwaterkwaliteit in Noord-Brabantse natte natuurparels een zo compleet mogelijk digitaal databestand opgebouwd met "recente" gegevens. De hoeveelheid beschikbare gegevens bleek gering te zijn, waardoor er aanvullende grondwatermetingen van bestaande meetpunten in en soms vlakbij natte natuurparels zijn genomen en geanalyseerd. De hoeveelheid beschikbare dat is daardoor met 20-25% uitgebreid. Deze dataset (hoofdstuk 5) is met behulp van kaartmateriaal gepresenteerd en bediscussieerd in de begeleidende werkgroep.

In de derde fase zijn de resultaten van fase 1 en 2 geïntegreerd. Daarnaast is aanvullend literatuuronderzoek uitgevoerd naar sturende processen die de relatie tussen grondwaterkwaliteit en vernattingsmaatregelen in verdroogde natuur beschrijven en

verklaren. Geslaagde en niet-geslaagde vernattingsprojecten (indien beschikbaar in Noord-Brabant) zijn beschreven en geanalyseerd.

In de vierde fase is eerst een workshop georganiseerd waarin de bevindingen integraal zijn teruggekoppeld met de beheerders (in de meest ruime zin van het woord) en een aantal beleidsmakers. Mogelijk te nemen maatregelen zijn besproken. Op deze wijze is getracht optimaal gebruik te maken van de ervaringsdeskundigheid van de beheerders. In het eindrapport zijn de resultaten van de workshop verwerkt en zijn de adviezen betreffende te nemen maatregelen specifiek gericht op de kwaliteit van het grondwater uitgewerkt.

1.4 Begeleiding

Het project is begeleid door een werkgroep, die samengesteld is door de opdrachtgever (provincie Noord-Brabant), met afgevaardigden van provincie, waterschappen, DLG en terreinbeherende organisaties:

Toon Basten	Waterschap Aa en Maas (tot februari 2007)
Eva Eigenhuijsen	Waterschap de Dommel
Adrie Geerts	Provincie Noord-Brabant, Bureau Oppervlaktewater
Corine Geujen	Provincie Noord-Brabant, Bureau Grondwater
Jac Hendriks	Staatsbosbeheer Noord-Brabant
Heather Holman	Waterschap Aa en Maas (vanaf februari 2007)
Jan Holtland	Staatsbosbeheer
Gerrit Schouten	DLG
Harald Smeets	Waterschap Rivierenland
Hans Somers	Waterschap Brabantse Delta
Nicko Straathof	Natuurmonumenten

1.5 Leeswijzer

Wat een natte natuurparel is en welk beleid een belangrijke rol speelt bij het behouden en ontwikkelen van natuurwaarden binnen een natte natuurparel is omschreven in **hoofdstuk 2**. Verder is er aangegeven welke natuurdoeltypen aanwezig zijn binnen de natte natuurparels in Noord-Brabant. Deze natuurdoeltypen zijn kort gekarakteriseerd.

De effecten van vernatting en verdroging op biogeochemische processen wordt in **hoofdstuk 3** beschreven. Dit hoofdstuk is bedoeld als achtergronddocument en besteedt aandacht aan redoxprocessen, zuurbufferend vermogen en nutriëntencycli bij vernatting en verdroging. Verder zijn chemische indicatoren voor de juist genoemde processen beschreven.

In **hoofdstuk 4** is de abiotische situatie in Noord-Brabant in beeld gebracht. Eerst is de geologie, waaronder de sedimentatiegeschiedenis, breuktektoniek en hoogteverschillen van Noord-Brabant besproken. De grondwaterstromen in Noord-Brabant zijn daarna kort beschreven, met ook aandacht voor de huidige kwelsituatie. Verder wordt er aangegeven welk type grondwater de natte natuurparels voedt. Tenslotte is kort de algemene grondwaterkwaliteit van Noord-Brabant beschreven.

In **hoofdstuk 5** zijn de gevonden en gemeten gegevens betreffende de kwaliteit van het ondiepe grondwater in of rondom natte natuurparels in Noord-Brabant gepresenteerd. Middels kaartenbeelden van de gehele provincie, frequentiediagrammen van de chemische parameters en deelkaarten van natte natuurparels met relatief veel gegevens zijn deze data inzichtelijk gemaakt en gepresenteerd.

Hoofdstuk 6 geeft een overzicht van de problematiek van de vernattingsmaatregelen in verdroogde natte natuurparels, waarbij vernatting van voormalige landbouwgrond en bestaande natte natuur apart worden besproken. Hierbij wordt speciaal aandacht besteed aan de (on)mogelijkheden van bepaalde maatregelen, waarbij rekening wordt gehouden met ervaringen uit de praktijk (o.a. resultaten workshop). Voor voormalige landbouwgronden en verdroogde natte natuur zijn matrices opgesteld, waarin wordt aangegeven welke maatregelen genomen kunnen worden bij een goede en slechte grondwaterkwaliteit. Tevens is een vertaalslag naar de praktijk gegeven.

In **hoofdstuk 7** zijn de slotconclusies, hiaten in kennis en aanbevelingen van dit project beschreven. Verder is in de samenvatting een stappenplan voor de aanpak van vernatting in verdroogde natte natuurparels gepresenteerd. Tenslotte is de lijst van gebruikte referenties toegevoegd, plus **bijlagen**.

Hoofdstuk 2 Natte natuurparels: beleid en natuurdoeltypen

In dit hoofdstuk wordt in de eerste paragraaf omschreven wat een natte natuurparel is en welk beleid een belangrijke rol speelt bij het behouden en ontwikkelen van belangrijke natuurwaarden binnen een natte natuurparel. In paragraaf 2.2 worden de natuurdoeltypen die aanwezig zijn binnen de natte natuurparels en de abiotiek van de verschillende natuurdoeltypen kort toegelicht.

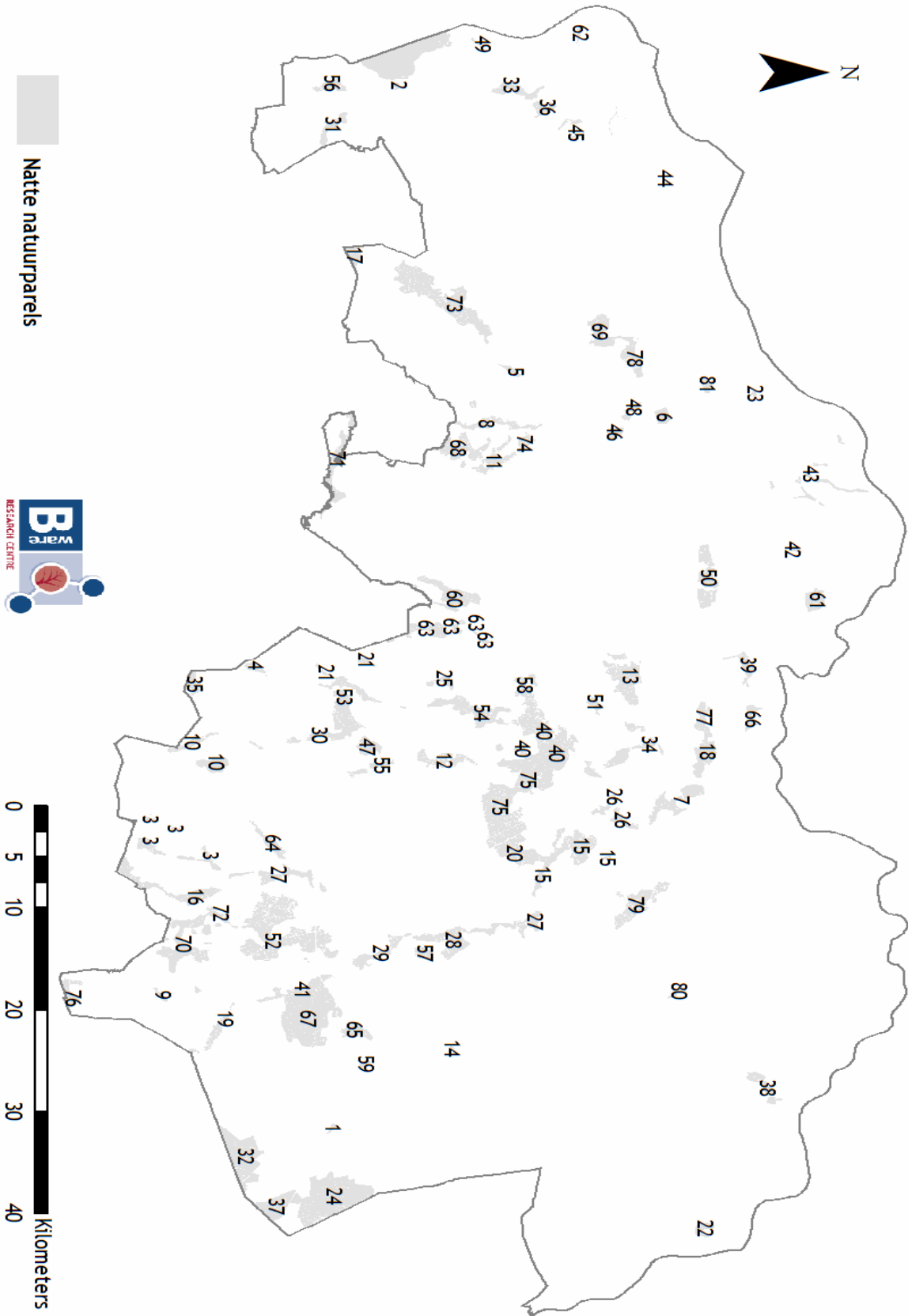
2.1 Wat zijn natte natuurparels en welk beleid is hier op van toepassing

Natte natuurparels omvatten de belangrijkste en meest waardevolle (grond)waterafhankelijke natuurgebieden in Noord-Brabant. De natte natuurparels liggen binnen de EHS en zijn voor een deel vogel- of habitatrictlijngebieden. In Noord-Brabant zijn 81 natte natuurparels gedefinieerd (Figuur 2.1). Grofweg kan worden gezegd dat natte natuurparels in Noord-Brabant zich in laaggelegen gebieden bevinden, langs beken en rivieren en in gebieden met een slecht doorlatende lagen.

Grote delen van deze gebieden zijn gevoelig voor veranderingen in de waterkwantiteit en waterkwaliteit. Delen van de natte natuurparels zijn door antropogene beïnvloeding verdroogd geraakt. De landelijke doelstelling is in Noord-Brabant binnen de reconstructieplannen van de provincie opgenomen. Er zijn afspraken gemaakt om de verdroging in natte natuurparels op te heffen met behulp van vernattingmaatregelen (herstel: 50 % in 2008 en 100 % in 2012) (Ertsen *et al.* 2005).

Om natte natuurparels en andere verdroogde gebieden te herstellen wordt beleid met betrekking tot waterhuishouding, waterkwaliteit en inrichting op elkaar afgestemd en uitgevoerd. Een speciaal aandachtspunt hierbij is het herstel van regionale kwel in de overgangszone tussen het zand- en kleigebied en in een beekdalen en kwelmoerassen in het zandgebied. De kaders van het GGOR (Gewenste Grond- en Oppervlaktewater Regime), dat vastgesteld is door de provincie, vormen hierbij een hulpmiddel en is de basis waarmee de waterschappen op lokaal niveau passende maatregelen kunnen uitvoeren. Het te realiseren natuurdoeltype is bepalend voor welke maatregelen worden ingezet (Ertsen *et al.* 2005).

Het beschermingsbeleid voorziet erin dat binnen natte natuurparels en beschermde gebieden geen waterhuishoudkundige ingrepen mogen plaatsvinden, tenzij deze expliciet zijn gericht op het verbeteren van de condities voor de natuur. Daarnaast is een zone van ongeveer 500 meter rondom een natte natuurparel aangegeven in de Verordening Waterhuishouding met als doel om ingrepen die onomkeerbare negatieve gevolgen voor de waterhuishouding hebben, te weren (Ertsen *et al.* 2005). De provincie staat hierin geen nieuwe grondwateronttrekkingen toe. De waterschappen hebben in hun Keur beschermende maatregelen aangegeven gericht op het bovenste grondwater.



Figuur 2.1 Overzicht van de natte natuurparels in Noord-Brabant (Provincie Noord-Brabant). Voor een overzicht van de gebiedsnamen zie volgende bladzijde.

Overzicht van gebiedsnamen van de Natte Natuurparels in Noord-Brabant:

- 1 Astense Aa (De Berken)
- 2 Augustapolder
- 3 Beekloop - Keerop
- 4 Beleven
- 5 Bijloop (Zwart Moerken)
- 6 Binnenpolder Terheijden
- 7 Bossche broek
- 8 BovenMarkdal
- 9 Buulder Aa - Buulderbroek
- 10 Cartierheide - Witrijt - De Goorloop
- 11 't St Annabosch - Chaamsche beek
- 12 Landgoed Baest
- 13 De Brand
- 14 Aa bij Helmond (De Bundertjes)
- 15 De Geelders - Dommeldal
- 16 De Malpie en Plateaux
- 17 De Matjens
- 18 De Moerputten
- 19 De Pan - Sterkselsche Aa
- 20 De Scheeken
- 21 De Utrecht
- 22 De Vilt
- 23 Den Ham - De Worp
- 24 Deurnese Peel
- 25 Diessensche Heide
- 26 Dommel bij Gemonde
- 27 Dommeldal (Dommelbeemden)
- 28 Kleine Dommel (Urkhovense zegge)
- 29 Dommeldal bij Waalre
- 30 Groote Beerze
- 31 Groote en kleine Meer
- 32 Groote Peel
- 33 Halstersche Laag
- 34 Helvoirtsche broek - Brokkenbroek
- 35 Het Goor/ Reuselse Moeren
- 36 Het Oudland
- 37 Het Zinkske - Heitraksche Peel
- 38 Hoge Raam
- 39 Hooibroeken
- 40 Kampina - Logtsche Heide
- 41 Kleine dommel
- 42 Kornsche Boezem
- 43 Krekensysteem (Noordwaard)
- 44 Krekensysteem Fijnaart -
Tonnenkreekstelsel
- 45 Krekensysteem De Beek Roode Weel
- 46 Lage Vuchtpolder
- 47 Landschotsche Heide
- 48 Lange Bunders - De Hartel
- 49 Lange Water
- 50 Langstraat
- 51 Leemkuilen (Udenhout)
- 52 Leenderbos - Goote Heide
- 53 Mispelindsche/Neterselsche heide
- 54 Moergestels Broek - De Gement
- 55 Molenbroek - Spekdonken
- 56 Noordpolder Ossendrecht
- 57 Nuenensch broek
- 58 Oisterwijksche bossen en vennen
- 59 Oude Gooren
- 60 Leij - Regte Heide
- 61 Pompveld
- 62 Rietkreek
- 63 Roversche leij
- 64 Rundal
- 65 Sang en Goorkens
- 66 Somp en Zooislagen
- 67 Strabrechtse heide
- 68 Strijbeekse heide
- 69 De Berk - Strijpen - Kelsdonk -
Zwemlaken
- 70 Strijper Aa - Het Goor
- 71 't Merkske
- 72 Tongelreep
- 73 Turfvaart - Bijloop
- 74 Ulvenhoutsche Bosch
- 75 De Mortelen - Velderbosch
- 76 Vennen Budel
- 77 Vlijmensch Ven - De Moerputten
- 78 Weimeren - Rooskensdonk
- 79 Wijboschbroek
- 80 Wijstgronden Uden
- 81 Distelweg Hooge Zwaluwe (Zonzeel)

2.2 Natuurdoeltypen binnen natte natuurparels

Grote delen van natte natuurparels zijn wetlands. Wetlands zijn gebieden waar (grond)water de bepalende ecologische factor is. Dit is het geval wanneer de grondwaterspiegel zich aan of net onder het maaiveld bevindt of als land wordt bedekt door ondiep oppervlaktewater. Wetlands zijn op te splitsen in systemen die grondwateronafhankelijk zijn, zoals hoogveen en grondwaterafhankelijke systemen (Ertsen *et al.* 2005). Wetlands kunnen worden ingedeeld in verschillende natuurdoeltypen die gekenmerkt worden door typische standplaatsfactoren (Verloop 1999).

Op basis van het projectbasisdocument Natte natuurparels, dat onder ander is afgeleid van de natuurgebiedsplannen, is bepaald welke natuurdoeltypen zich in de natte natuurparels van Noord-Brabant bevinden. In het vennenherstelproject van de provincie Noord-Brabant zijn vennen ingedeeld op basis van het bufferend vermogen van een ven (Van Dam *et al.* 2005). Deze indeling wordt in dit rapport aangehouden. De overige natuurdoeltypen worden ingedeeld op basis van het handboek natuurdoeltype van Bal *et al.* (2001) en zoals beschreven voor Noord-Brabant in Ertsen *et al.* (2005). Verder is ter aanvulling een kort overzicht gegeven van randvoorwaarden betreffende (grond)waterkwantiteit en -kwaliteit (bijlage 2.1).

2.2.1 Vennen

In de laatste IJstijd ontstonden vennen in lagere delen van het landschap (uitblazingen, beeklooprestanten of pingoruïnes) of boven slecht doorlatende lagen. Veel vennen ontwikkelde zich in de loop van de tijd tot hoogveen en werden ten behoeve van de turfwinning uitgegraven (Van Dam 1987). Chemische en biologische processen creëren verschillende omstandigheden in vennen en daarmee diverse gemeenschappen. Op basis van het bufferend vermogen van een ven worden ze in vier typen ingedeeld (Brouwer *et al.* 1998; Arts 2000).

De zwak gebufferde vennen (en wielen) staan onder invloed van lokaal grondwater en peilfluctuaties. Als gevolg van de peilfluctuaties en blootstelling aan de windwerking wordt verlanding beperkt en blijft het systemen 'open'. Het aanwezige stikstof komt vooral voor in de vorm van nitraat. Kenmerkende soorten van het zwak gebufferde ven zijn onder andere oeverkruid (*Littorella uniflora*) en duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*).

Zeer zwak gebufferde vennen worden, naast regenwater, gevoed door lokaal grondwater. De peilfluctuatie in deze vennen is relatief groot en in het zomerseizoen kunnen deze vennen gedeeltelijk droogvallen. De mate van buffering is gering, doordat dit type ven gevoed wordt door lokaal grondwater dat uit zandige kalkarme sedimenten afkomstig is. Kenmerkende soorten in dit voedselarme en zeer zwak gebufferd systeem zijn: biesvaren (*Isoetes spp*), waterlobelia (*Lobelia dortmanna*), moerashertshooi (*Hypericum elodus*) en wilde gagel (*Myrica gale*).

Zure en ongebufferde vennen ontstaan op plaatsen waar een hoge mate van hydrologische isolatie heerst, waardoor het systeem alleen door regenwater wordt gevoed, of op een plaats die wordt gevoerd door zuur, ongebufferd grondwater. De vennen worden gekenmerkt door relatief grote fluctuaties, waardoor er droogval kan optreden. De bodem is organisch en in de waterlaag zijn humuszuren aanwezig. Stikstof komt voornamelijk voor in de vorm van ammonium. In dergelijke oligotrofe, zure vennen komen slechts een beperkt aantal soorten voor, waaronder knolrus (*Juncus bulbosus*) en klein blaasjeskruid (*Utricularia minor*) (Runhaar *et al.* 2000).

Hoogveenvennen kunnen hydrologisch geïsoleerd zijn, waardoor ze hoofdzakelijk gevoed worden door regenwater. Dit systeem kent geringe waterstandfluctuaties (3-4 dm), waardoor er in de meeste gevallen altijd water aanwezig is. De bodem bestaat uit veen met een detrituslaag en de waterlaag kan dystroof of helder zijn. Wanneer CO₂ beperkend is, treedt er geen ontwikkeling op naar hoogveen. Dit betekent dat een lichte toe- of doorstroom van CO₂-rijk water noodzakelijk is. Stikstof komt vooral voor in de vorm van ammonium. Veel voorkomende soorten zijn veenmossen en knolrus (*Juncus bulbosus*) en klein blaasjeskruid (*Utricularia minor*).

2.2.2 Hoogveen

Hoogveen ontstaat op plaatsen waar de afvoer van regenwater stagneert en waar onder voedselarme, zure omstandigheden een veenmosveen wordt gevormd. De onderste laag bestaat deels uit gehumificeerde en samengedrukte plantendelen. Deze laag heeft een geringe verticale doorlatendheid, waardoor de wegzijging naar de ondergrond gering is (catotelm). De bovenste laag (acroterm), die bestaat uit levend en recent afgestorven veenmossen, kan grote hoeveelheden water opnemen en bij droogte afstaan (sponseffect). Hierdoor zijn de grondwaterstandschommeling in hoogveen zeer gering (2 dm). Door de anaërobe en zure omstandigheden is de humificatiesnelheid erg laag. Goed ontwikkelde hoogveenvegetaties hebben een moslaag die vrijwel de hele bodem bedekt en voor het overgrote deel uit veenmossen bestaat (o.a. hoogveenveenmos, *Sphagnum magellanicum*). Kenmerkend is een patroon van bulten en slenken. Op de bulten komen veel dwergstruiken voor, met name heide en kleine veenbes (*Vaccinium palustris*). In de slenken daarentegen overheersen soorten uit de zeggefamilie (Runhaar *et al.* 2000; Verloop 1999).

2.2.3 Natte heide

Natte heiden worden gedomineerd door gewone dopheide (*Erica tetralix*) en worden aangetroffen op die plaatsen van de (dek-)zandgebieden, waar een slecht doorlatende ondergrond of ijzeroerbank de afvoer van regenwater vertraagt. Verspreid komen bomen, boomgroepjes, gageelstruwelen of natte plekken voor. Vaak worden vennen omgeven door natte heidevegetaties. Ook in de boven- en middenlopen van beken zijn vanouds natte heiden aanwezig geweest.

Natte heiden worden gekenmerkt door voedselarme, (vrij) zure omstandigheden met relatief grote fluctuaties in grondwaterstanden (op of boven maaiveld in de winter, in de zomer uitdrogend tot 50 - 70 cm -mv). Natte omstandigheden vertragen de mineralisatie, waardoor er accumulatie van organisch materiaal plaatsvindt en de bodems vrij humeus kunnen worden (Van de Linden *et al.* 1996). Soorten die voorkomen in natte heiden zijn gewone dopheide, pijpestrootje (*Molinia caerulea*), klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*), zonedauwsoorten (*Drosera*), snavelbiessoorten (*Rhynsphopora*) veenbies (*Trichophorum cespitosum*) en verschillende lever- en veenmossoorten. Op locaties onder invloed van lokaal, lichtgebufferd kwelwater of met leem in de bodem zijn (of waren) soortenrijke natte heides en overgangen naar natte heischrale graslanden, met soorten als heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*) en gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*) kenmerkend (Van de Linden 1996; Bobbink *et al.* 1998).

2.2.4 Moerassen

In Noord-Brabant zijn minimaal vier natuurdoeltypen die onder de noemer moerassen vallen, te weten: trilveen, rietmoeras, grote zeggenmoeras en wilgenstuweel. Door de ophoping van organisch materiaal en de vestiging van allerlei moerasplanten ontstaan er trilvenen in laagveenplassen en -sloten. Trilvenen zijn matten van organisch materiaal die

drijven op het water en bijeen worden gehouden door plantenwortels. In deze systemen treedt er menging op van voedselarm, zuur regenwater en het onder het veen aanwezige voedsel- en basenrijke oppervlaktewater. Door deze afwisseling ontstaan er gradiënten die resulteren in variërende omstandigheden. Ronde zegge (*Carex diandra*) en schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) zijn soorten die op trilvenen te vinden zijn (Verloop 1999; Runhaar *et al.* 2000).

Rietmoerassen komen voor in beekdalen en bij voedselrijke plassen of overige wateren in natte, matig tot zeer voedselrijke omstandigheden. Deze vegetatie wordt op allerlei bodems (van zand tot veen, maar ook op klei) aangetroffen, vaak langdurig geïnundeerd en met een variabele zuurgraad (pH > 4,5). De begroeiing wordt gedomineerd door riet (*Phragmites australis*), beide lisdode-soorten (*Typha* spp) of soms mattenbies (*Schoenoplectus lacustris*) en galigaan (*Cladium mariscus*). De soorten wortelen in de waterbodem of vormen soms een drijvende mat en spelen daarmee een belangrijke rol bij de verlanding. Wanneer een wegzijgingssituatie heerst zodanig dat het contact met het oppervlaktewater verloren gaat, kunnen er regenwaterlenzen ontstaan. Onder invloed van maaibeheer kunnen veenmosrietlanden zich dan vormen. Tussen het riet (*Phragmites australis*) zullen dan meer zuurminnende soorten als gewoon veenmos (*Sphagnum palustre*) en ronde zonnedauw (*Drosera rotundifolia*) voorkomen (Runhaar *et al.* 2000). Zo kan zich tenslotte ook een veenheide ontwikkelen.

Grote zeggenmoeras is een natuurdoeltype dat gekenmerkt wordt door dominantie van hoogopgroeiende ("grote") zeggen, zoals moeraszegge (*Carex acutiformis*), scherpe zegge (*Carex acuta*) en oeverzegge (*Carex riparia*). De bodemgesteldheid is net zoals bij rietmoeras gevarieerd (zand, leem, zavel, klei of veen), maar vochtig tot nat (grondwaterstand > 40 cm -mv). De trofiegraad is van matig voedselrijk tot zeer voedselrijk. Veelal zijn deze vegetaties wat minder nat en voedselrijk dan de juist beschreven rietmoerassen. In sommige situaties met groot zeggenmoeras is kwel aangetoond, maar ook periodieke inundatie met oppervlaktewater kan optreden.

Wilgenstruweel komt voor langs greppels, stilstaande wateren en als mantel langs bossen op natte standplaatsen en in natte laagten. Op de hogere zandgronden is wilgenstruweel te vinden in de contactzone van enerzijds regenwater en anderzijds kwel- en oppervlaktewater waar een overgang van zure naar minder zure gebieden optreedt. De ondergroei bestaat voornamelijk uit moerasplanten. Het natuurdoeltype wilgenstruweel kent twee verschijningen, te weten: wilgenstruweel en gagelstruweel. Het type wilgenstruweel, gedomineerd door breedbladige wilgen (grauwe wilg (*Salix cinerea*), geoorde wilg (*Salix aurita*)), komt voor op de minst zure en meer voedselrijke plekken met soorten als riet (*Phragmites australis*) en gele lis (*Iris pseudacorus*) in de ondergroei. Het type gagelstruweel, waarin wilde gagel (*Myrica gale*) dominant is, is te vinden op relatief zure, voedselarme plaatsen bij vennen, natte heiden of hoogveensituaties, waar toestromend CO₂-rijk grondwater aanwezig is. Natte heide- en hoogveensoorten worden veelal in de ondergroei aangetroffen.

2.2.5 Broekbossen

In natte gebieden kunnen zich verschillende typen broekbossen ontwikkelen, die opeenvolgend zullen worden besproken. Elzenbroekbossen zijn te vinden op veenbodems en op de lagere delen in beekdalen met meer zandige of lemige bodems. Ze staan in de winter onder water en in de zomer drogen ze hoogstens oppervlakkig uit. Het water in dit systeem is met name afkomstig van grondwater. Regenwater en oppervlaktewater kunnen eventueel ook aanwezig zijn. Elzenbroekbossen zijn matig zuur tot gebufferd en zwak tot matig eutroof (Bal *et al.* 2001; Stortelder *et al.* 1999). De boomlaag bestaat vrijwel volledig uit zwarte els (*Alnus glutinosa*). De struiklaag is wisselend van samenstelling of

ontbreekt helemaal. De kruidlaag bevat een aantal kenmerkende soorten van vochtige omstandigheden, zoals elzenzegge (*Carex elongata*), stijve zegge (*Carex elata*), Zwarte bes (*Ribes nigrum*) en gewone dotterbloem (*Caltha palustris*). Vooral elzenbroekbossen met veel kwelinvloed hebben een karakteristieke ondergroei.

Berkenbroekbossen komen voor op veengronden en venige, mineraalbodems met een hoge grondwaterstand. De schommelingen van het grondwater bedragen niet meer dan 6 dm. Dit systeem wordt grotendeels door regenwater gevoed, met als gevolg dat het zuur, kalkarm en voedselarm is. De zachte berk (*Betula pubescens*) is in staat dit milieu te koloniseren en is verreweg de belangrijkste boomsoort. Een struiklaag is afwezig of bestaat plaatselijk uit gagel (*Myrica gale*) of geoorde wilg (*Salix aurita*). De kruidlaag heeft een wissellende bedekking, maar is soortenarm. Soms komen soorten uit hoogveen of de natte heide voor. De moslaag is goed ontwikkeld en rijk aan veenmossoorten. De begroeiing heeft een geringe jaarlijkse productie (Stortelder *et al.* 1999).

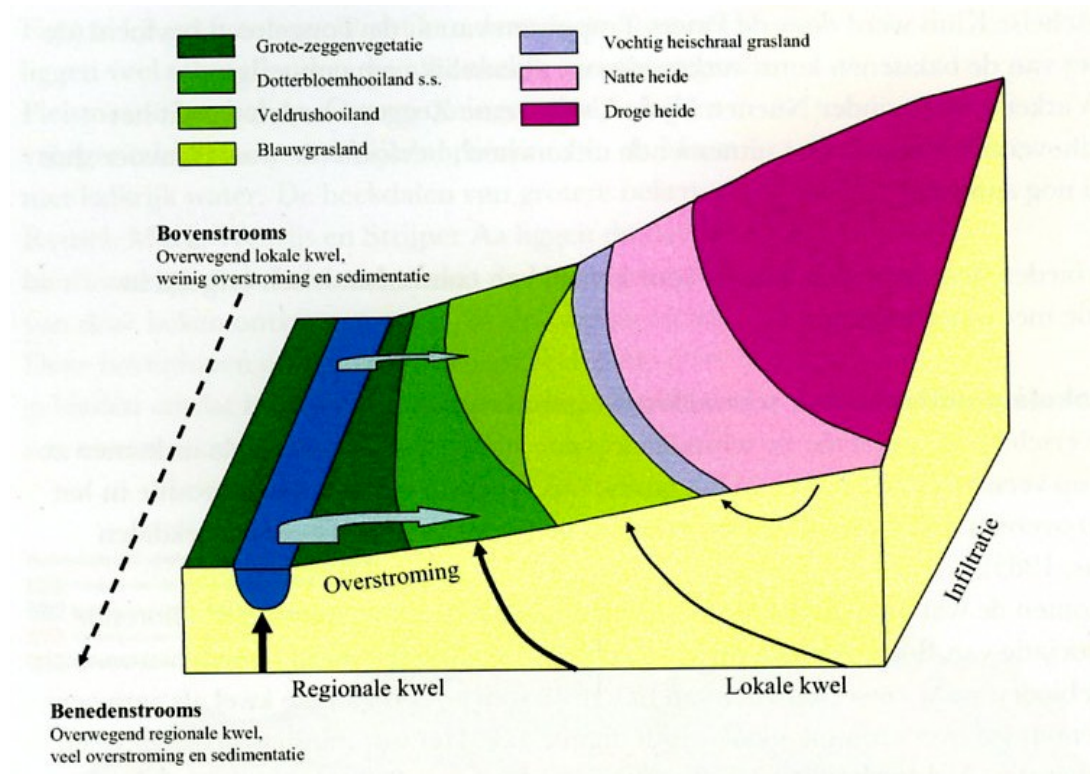
Vogelkers-Essenbossen zijn te vinden in de beekdalen. De leem- of kleihoudende zandgronden (pH > 5,5) overstromen regelmatig in het winterhalfjaar en zijn vochtig in de zomer en matig tot zeer voedselrijk. Gewone es (*Fraxinus excelsior*) en zwarte els zijn de meest voorkomende soorten in de boomlaag. Verder komen zomereik (*Quercus robur*), zoete kers (*Prunus avium*) en gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) voor. De struiklaag is vaak goed ontwikkeld en toont grote gelijkenis met het Eiken-Haagbeukenbos. De ondergroei van dit type bos is redelijk gevarieerd (bosviooltjes), maar veelal ook met stikstofminnende plantensoorten, zoals speenkruid (*Ranunculus ficaria*) en geel nagelkruid (*Geum urbanum*).

Wilgenbroekbos is een natuurdoeltype waarin geoorde wilg of grauwe wilg domineren. Het komt voor op (zeer) natte bodems. Het type met geoorde wilg is aanwezig op zure, matige voedselrijke veengrond. In dit type worden ook vuilboom (*Frangula alnus*), zachte berk (*Betula pubescens*) en pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) gevonden. Het type met grauwe wilg is aanwezig op zwak zure tot neutrale (matig) voedselrijke zand-, leem- en veengronden. Bitterzoet (*Solanum dulcamare*), gele lis, wateraardbei (*Comarum palustre*) en andere moerassoorten komen veel voor.

2.2.6 Natte en vochtige schraallanden

In Noord-Brabant komen natte tot vochtige schraalgraslanden voor in en op de flanken van beekdalen, terreindepressies (rond vennen en zo) en overgangen van hoger gelegen zandgebieden naar laagveengebieden (Van de Linden *et al.* 1996; Runhaar *et al.* 2000). Meestal worden de natte schraallandtypen van Noord-Brabant in vier natuurdoeltypen onderverdeeld: blauwgraslanden, dotterbloemhooilanden, kleine zeggenmoeras en vochtig heischraal grasland. In het verleden werden deze gebieden door landbouwactiviteiten (vooral maaien met soms nabeweiding) open gehouden en werden nutriënten afgevoerd. Hydrologische factoren als (grond)waterregime en -kwaliteit, kweldruk, infiltratie en overstroming zijn of waren zeer bepalend voor de standplaatscondities en daarmee de soortensamenstelling in deze natte schraallanden. Aangezien er juist een overzicht van de deze natuurdoeltypen in Noord-Brabant is verschenen (Cools *et al.* 2006), zal er hier slechts beknopt op worden ingegaan. Afhankelijk van de positie in het landschap is de ecohydrologie van natte schraallanden verschillend (Figuur 2.3). Zo worden vochtig heischraal grasland (pH 4,5 -5,5) en klein zeggenmoeras (pH 4,5 - 5,5) door (zeer) lokaal tot lokaal (matig aangereikt met ionen) grondwater beïnvloed. Beide typen zijn (of waren) vooral aanwezig in de boven- tot middenloop van beekdalen, waarbij het klein zeggenmoeras lager op de gradiënt ligt en dus hogere grondwaterstanden en minder uitdroging in de zomer heeft dan vochtig heischraal grasland. Blauwgraslanden (pH 5,0 - 6,0) zijn vooral aanwezig in de middenloop tot benedenloop van de beekdalen. Deze

plekken worden gevoed lokaal, maar redelijk gebufferd grondwater en heeft ongeveer dezelfde grondwaterstanden als klein zeggenmoeras. Dotterbloemhooiland (gemiddelde pH 6,5) is (of was) aanwezig op plekken die onder invloed staan van regionale (dus kalkrijke, gebufferde) kwel en soms ook overstroming door beekwater. Meestal zijn dotterbloemhooilanden nog natter dan blauwgraslanden. Op een aantal plaatsen werd dit bereikt door bevloeiing in speciaal aangelegde "beemden" (Burny 1998). De voedselrijkdom van de drie eerst genoemde natte schraallandtypen is laag tot zeer laag, waarbij de bodem van de dotterbloemhooilanden wat voedselrijker is. De productie van de vegetatie wordt veelal beperkt door P of door P en N samen.



Figuur 2.3 Schematisch overzicht van de landschappelijke positie van natte schraallanden in Noord-Brabantse beekdalen (Cools et al. 2006).

Vochtig heischraal grasland is een laagproductief grasland, waarin naast grassen en kruiden ook wat heidesoorten voorkomen, in dit geval vooral gewone dopheide. Kenmerkende soorten zijn onder meer klokjesgentiaan, gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*), heidekartelblad en blauwe knoop. Overgangen met veel blauwgraslandsoorten worden ook aangetroffen. Helaas zijn nu veel soorten uit nat heischraalmilieu ernstig bedreigd (o.a. Bobbink et al. 1998).

Kleine zeggenmoeras is relatief zuur, voedselarm en laagproductief. Kleine zeggensoorten (zompzegge (*Carex curta*), sterzegge (*C. echinata*), zwarte zegge (*C. nigra*)) komen veelvuldig voor in dit natuurdoeltype. Verder zijn de volgende soorten opvallend: schildereprijs (*Veronica scutellaria*), waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*), moeraskartelblad (*Pedicularis palustris*), zeegroene muur (*Stellaria palustris*) en soms draadrus (*Juncus filiformis*). In zowel de Nederlandse als Vlaamse Kempen is dit type ernstig achteruit gegaan.

Blauwgraslanden staan in de winter enige tijd geïnundeerd en in de zomer kunnen ze oppervlakkig uitdrogen (4-5 dm). De productiviteit is laag doordat er voedselarme, zwak zure tot neutrale omstandigheden heersen. Blauwgraslanden zijn zeer soortenrijk en

hebben vaak zowel soorten gemeen met de heischrale graslanden als met dotterbloemhooilanden. Kenmerkend zijn verschillende zeggensoorten (o.a. blonde zegge (*C. hostiana*) & vlozegge (*C. pulicaris*), spaanse ruit (*Cirsium dissectum*) en melkviooltje (*Viola persicifolia*)). Blauwgraslanden behoren nu tot de meest bedreigde graslandtypen van West-Europa.

Dotterbloemhooilanden komen voor op natte, wat meer voedselrijke plaatsen met een neutrale tot basische zuurgraad. Onder dit type vallen verschillende gemeenschappen zoals de veldrus-associatie, de bosbies-associatie en de associatie van waterkruiskruid (*Senecio aquaticus*) en trosdravik (*Bromus racemosus*). In het voorjaar is gewone dotterbloem (*Caltha palustris*) vaak zeer opvallend aanwezig. De soortensamenstelling van dotterbloemhooilanden is vrij gevarieerd, maar brede orchis (*Dactylorhiza majalis*) is bijvoorbeeld een kenmerkende soort voor deze natte schraallanden.

2.3 Samenvatting:

Hoofdstuk 2 Natte Natuurparels: beleid en natuurdoeltypen

Natte natuurparels bestaan uit gebieden met (grond)waterafhankelijke natuur. Om verdroogde natte natuurparels te herstellen en te beschermen, is specifiek beleid opgezet. Binnen en rondom natte natuurparels mogen geen activiteiten plaatsvinden die de huidige situatie verslechteren. Daarnaast worden er vernattingsmaatregelen uitgevoerd om de verdroging in te perken. In de Noord-Brabantse natte natuurparels komen verschillende natuurdoeltypen voor, die verschillende eisen stellen aan de abiotische omstandigheden. In dit hoofdstuk zijn deze natte natuurdoeltypen kort beschreven. In de bijlage (2.1) is een overzicht van abiotische randvoorwaarden van de abiotiek opgenomen.

Hoofdstuk 3 Waterkwaliteitsaspecten rondom verdroging en (her)vernatting

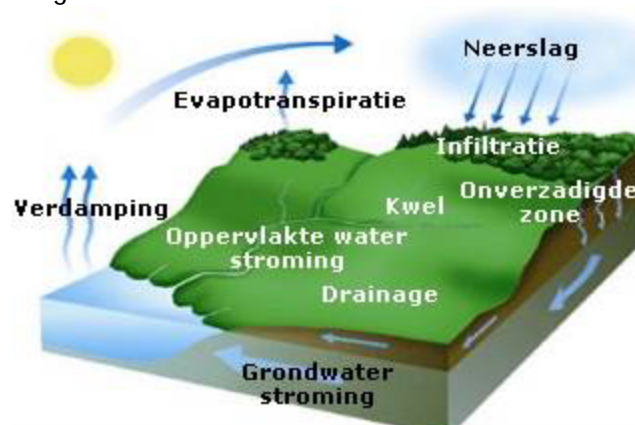
Na een korte inleiding over de problematiek (paragraaf 3.1) is in dit hoofdstuk de achtergrond beschreven van sturende factoren en processen onder natte omstandigheden, m.n. de redoxpotentiaal, het zuurbufferend vermogen en de nutriëntencycli (paragraaf 3.2). In paragraaf 3.3 zijn de effecten van verdroging en (her)vernatting op biogeochemische processen besproken, met speciale aandacht voor fosfor, stikstof, ijzer, zwavel en koolstof. Vervolgens is in paragraaf 3.4 een overzicht gegeven van verschillende chemische indicatoren die kunnen helpen om een inschatting te maken welke processen in een systeem gaan overheersen na het uitvoeren van bepaalde vernattingsmaatregelen.

3.1 Inleiding

Natte en gedeeltelijk natte natuurgebieden bevinden zich op het grensvlak van land en water. Een direct gevolg hiervan is dat de ecologie van dit soort natuurtypen in hoge mate wordt bepaald door enerzijds de hydrologie en anderzijds de biogeochemie van het systeem. Veranderingen in deze factoren, zoals bij verdroging en (her)vernatting, kunnen dan ook leiden tot belangrijke problemen bij het behoud en de ontwikkeling van natuur in dit soort gebieden.

Verdroging ontstaat wanneer grondwater onvoldoende hoog komt dan wel kwel onvoldoende sterk is om bescherming van karakteristieke ecologische waarden in een gebied te garanderen. Ook is er sprake van verdroging wanneer ter compensatie van een te laag grondwaterpeil, (gebiedsvreemd) oppervlaktewater van onvoldoende kwaliteit moet worden aangevoerd (4^{de} Nota Waterhuishouding).

In Nederland is verdroging een direct gevolg van antropogene invloeden op de waterhuishouding (Figuur 3.1). Met name ten behoeve van agrarisch gebruik en in het stedelijk gebied worden grondwaterpeilen vaak kunstmatig ingesteld. Binnen de agrarische sector wordt dit gedaan om het groeiseizoen te verlengen en landbouwactiviteiten te optimaliseren. In het stedelijke gebied worden vaak lage peilen gehanteerd om snelle afvoer in woonwijken te garanderen.



Figuur 3.1 Schematische weergave van de waterkringloop. De problematiek rondom verdroging en (her)vernatting ontstaat onder andere doordat (ondergrondse) waterpeilen worden beïnvloed.

Een andere oorzaak van verdroging is winning van drink- en industriewater. Op de plaats waar water wordt opgepompt kan een daling optreden van het grondwaterpeil. Een indirect gevolg hiervan is dat grondwaterstromingen van richting kunnen veranderen waarbij een stroming kan ontstaan richting de winplaats. Doordat de grondwaterstromen

veranderen kan hierdoor in een aangrenzend gebied soms ook de kwel afnemen of totaal verdwijnen.

Sociaal-economisch nadelige gevolgen van verdroging hebben vooral betrekking op infrastructuur en bewoning. Zo kan er verzakking optreden doordat de korreldruk in de bodem groter wordt naarmate de waterdruk afneemt. Ook kunnen door verlagingen in de grondwaterstand (paal)funderingen van gebouwen verzakken doordat de houten palen gaan rotten of omdat de negatieve kleef toeneemt. De palen kunnen met de dalende bodem mee naar beneden worden gezogen.

Verdroging heeft in ecologisch opzicht met name gevolgen voor natte en gedeeltelijk natte natuur. Het type vegetatie dat oorspronkelijk in dit soort gebieden voorkomt verandert omdat er onder andere een chronisch tekort aan water ontstaat. Doordat zuurstof verder in de bodem kan binnendringen, treden er allerlei processen op die invloed hebben op de snelheid waarmee nutriënten in het systeem worden gerecycled en vrijgemaakt. Ook wordt door verdroging de invloed van regenwater in een systeem veel groter en neemt de invloed van eventueel kwelwater sterk af. Doordat bepaalde stoffen hierdoor in meer of mindere mate worden aangevoerd kunnen er processen als verzuring optreden.

(Her)vernatting is dikwijls als beheersmaatregel toegepast in gebieden die geheel of gedeeltelijk verdroogd waren om de natuurwaarden te verbeteren of om peilfluctuaties tegen te gaan. (Her)vernatting kan dan soms leiden tot waterkwaliteitsproblemen. Zo is in het recente verleden gebleken dat het inlaten van gebiedsvreemd water echter kan resulteren in ongewenste veranderingen in de vegetatiesamenstelling (Roelofs 1991; Smolders *et al.* 1995a). Dezelfde problematiek speelt ook bij een meer natuurlijke vorm van vernatting die optreedt bij natuurontwikkelingsprojecten in voormalige landbouwgronden waar grondwaterpeilen niet langer worden beheerd. In combinatie met de hoge nutriëntengehalten die vaak in deze bodems aanwezig zijn, treedt een verrijking op van de vegetatie die verre staat van het beoogde natuurdoeltype.

3.2 Redoxpotentiaal, zuurbufferend vermogen en nutriëntencycli

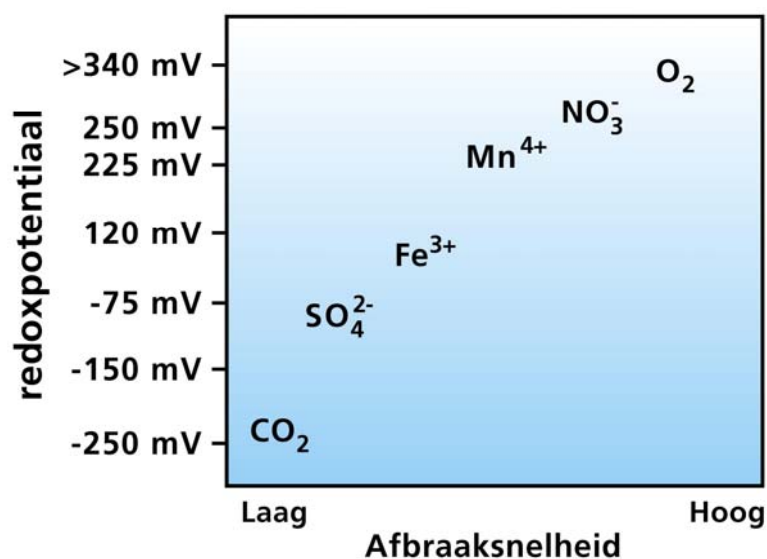
Zowel voor verdroging als voor (her)vernatting geldt dat de effecten van de veranderingen in hydrologie en biogeochemie ernstiger worden naarmate ze langere tijd aanhouden. Naast waterkwantiteit spelen hierbij ook de waterkwaliteit en de samenstelling van het sediment een belangrijke rol. De belangrijkste factoren binnen een ecosysteem die hierdoor worden beïnvloed zijn de redoxpotentiaal, het zuurbufferend vermogen van water en bodem en de cycli van nutriënten. De interactie tussen abiotische factoren en organismen zijn bepalend voor hoe de biodiversiteit zich in het natuurgebied ontwikkelt. Alvorens inzicht te kunnen vergaren in waterkwaliteitsaspecten rondom verdroging en (her)vernatting is het nodig te weten wat redoxprocessen zijn en hoe deze verlopen, wat buffercapaciteit is en hoe deze in een ecosysteem tot stand komt en wat de invloed is van de nutriëntenbeschikbaarheid op de vegetatieontwikkeling.

3.2.1 Redoxprocessen

Micro-organismen zoals schimmels en bacteriën gebruiken meestal redoxreacties om stoffen om te zetten of af te breken. De energie die hierbij vrijkomt gebruiken ze onder andere voor groei (Drever 1997). Bij een redoxreactie vindt uitwisseling van elektronen plaats tussen een reductor die deze afstaat en een oxidator die ze opneemt. Welke oxidator met welke reductor een reactie aangaat hangt af van de mate waarin elektronen gebonden zijn. Een redoxreactie kan alleen plaatsvinden wanneer er zowel een oxidator als een reductor aanwezig is. Elektronen kunnen in tegenstelling tot protonen namelijk

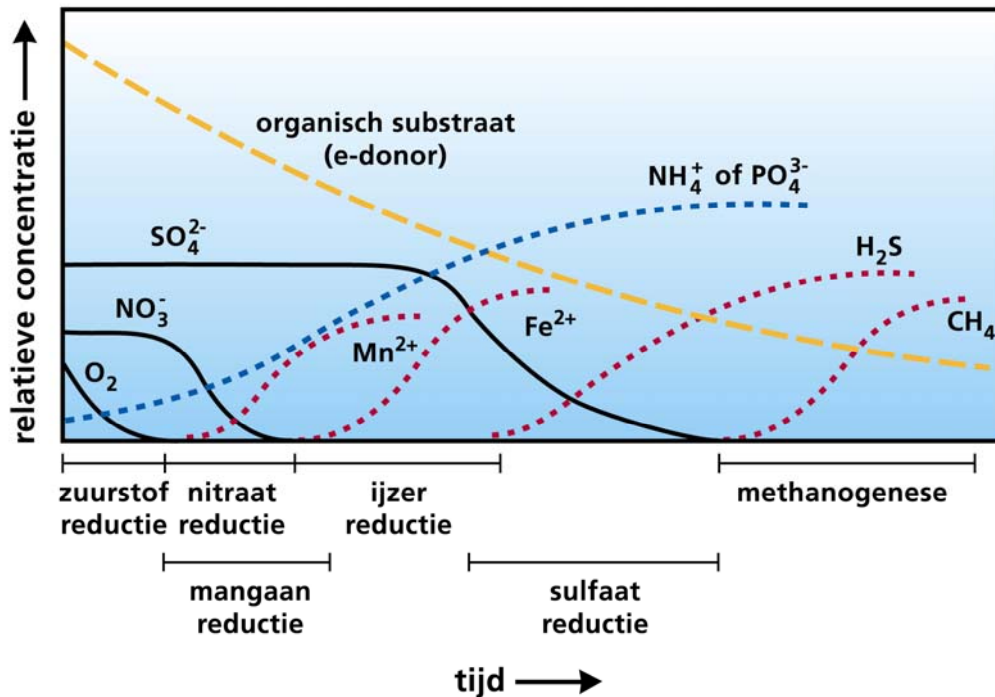
niet vrij in de natuur voorkomen. Zuurstof (O_2) is een zeer sterke oxidator en zal daarom indien het aanwezig is, altijd als zodanig optreden. Dit betekent dat in droge bodems onder invloed van zuurstof oxidatiereacties zullen optreden.

De diffusie van zuurstof in water verloopt 10000 maal langzamer dan in lucht. Met water verzadigde bodems zijn om deze reden altijd zuurstofarm of zelfs volledig zuurstofloos. Zuurstof kan in afwezigheid van planten vanuit de waterlaag maximaal tot in de bovenste 10 mm van het sediment doordringen (Drever 1997). In afwezigheid van zuurstof zullen achtereenvolgens nitraat (NO_3^-), mangaan (Mn^{4+}), geoxideerd ijzer (Fe^{3+}), sulfaat (SO_4^{2-}) en koolstofdioxide (CO_2) als alternatieve oxidatoren optreden (Figuur 3.2). Hierbij worden ze gereduceerd tot respectievelijk stikstofgas (N_2), stikstofoxide (N_2O) of ammonium (NH_4^+), gereduceerd mangaan (Mn^{2+}), gereduceerd ijzer (Fe^{2+}), sulfide (S^{2-}) en methaan (CH_4). De redoxpotentiaal E_h (uitgedrukt in mV), die een maat is voor de elektronenactiviteit, daalt naar mate de reacties moeilijker verlopen en de micro-organismen er minder energie uit kunnen halen.



Figuur 3.2 Bij verschillende redoxpotentialen worden verschillende elementen gereduceerd bij de afbraak van organisch materiaal (naar Wienk et al. 2000).

Ook de afbraak van dood organisch materiaal (decompositie) verloopt via redoxreacties. Hierbij levert de organische stof de elektronen en moet er een oxidator beschikbaar zijn om deze op te nemen. Wanneer in een systeem zuurstoftekort optreedt, zal de decompositie langzamer gaan omdat over het algemeen de afbraak van organisch materiaal door micro-organismen sneller verloopt in aanwezigheid van zuurstof (aërobe condities) dan onder zuurstofloze condities. Onder anaërobe omstandigheden zal de decompositiesnelheid in hoge mate bepaald worden door de beschikbaarheid van de verschillende alternatieve oxidatoren. Hierbij is een overlappende werking van elkaar opvolgende elektronenacceptoren zeer waarschijnlijk omdat de bodem op microniveau zeer heterogeen is. Onder anaërobe omstandigheden nemen de beschikbaarheid van fosfaat en ammonium over het algemeen toe (Figuur 3.3). Waarom dit zo is zal verderop in dit hoofdstuk aan de orde komen.

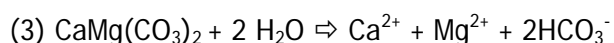
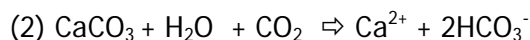
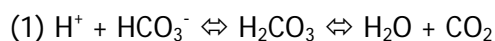


Figuur 3.3. Veranderingen in de bodemprocessen bij overstroomde bodems (naar Mitsch & Gosselink (2000)).

Naast zuurstof spelen ook temperatuur en zuurgraad een belangrijke rol bij de snelheid waarmee in een systeem stoffen worden omgezet. Hierbij geldt dat de afbraak langzamer verloopt bij lagere temperaturen en meer zure omstandigheden. Voor mineralisatie, het proces waarbij nutriënten beschikbaar worden gemaakt voor planten, geldt hetzelfde.

3.2.2 Buffercapaciteit

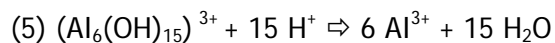
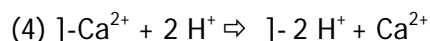
Buffercapaciteit geeft de mate aan waarin een systeem in staat is te compenseren voor veranderingen in zuurconcentraties. In natuurlijke waterige systemen betekent dit meestal dat een (bi)carbonaatbuffer (HCO_3^-) nieuw gevormde waterstofionen (protonen, H^+) neutraliseert onder vorming van koolstofdioxide (CO_2) en water (H_2O) (Reactie 1). Afhankelijk van de concentraties aan bufferende stoffen en de concentraties zuur blijft de pH hierbij constant in het zogenaamde (bi)carbonaatbuffertraject welke ligt tussen een waarde van ongeveer 6.2 en 8.6. In sommige systemen liggen stoffen opgeslagen in het sediment die een bijdrage kunnen leveren aan de buffercapaciteit van het water. Carbonaten als calciet (CaCO_3) en dolomiet ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) kunnen bij lager wordende pH-waarden in oplossing gaan en zo netto buffercapaciteit genereren (Reactie 2 + 3). Wanneer er echter meer waterstofionen worden gevormd dan er met bicarbonaat kunnen reageren, kan verzuring optreden waarbij de pH-waarde daalt.



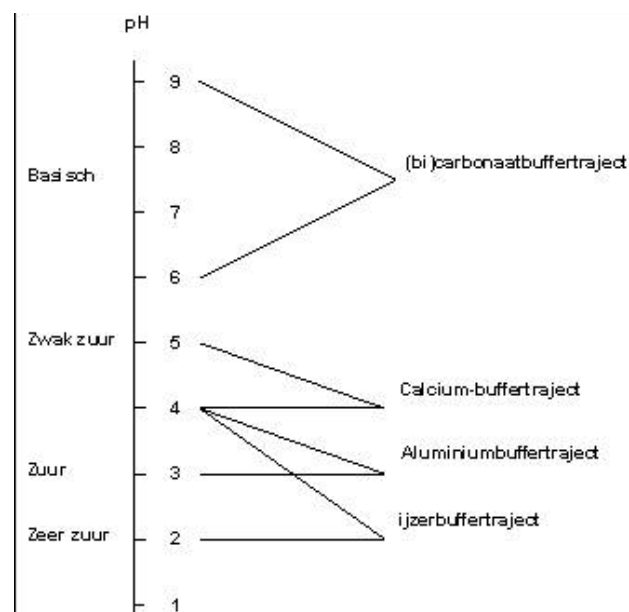
Wanneer het carbonaat op is en de pH waarde daalt, komt de bodem in het buffertraject van de kationuitwisseling terecht. Omdat het calciumion een centrale rol heeft in dit buffertraject wordt ook wel gesproken van het calciumbuffertraject. Dit buffertraject bevindt zich globaal tussen een pH van 4.5 en 5.5.

In figuur 3.4 is te zien dat het (bi)carbonaatbuffertraject en het calciumbuffertraject niet direct op elkaar aansluiten. In het tussengelegen gebied zorgt in principe de verwerking van silicaten voor buffering (silicaatbuffertraject). Deze verwerking verloopt echter zo traag dat de pH meestal direct doorzakt naar het calciumbuffertraject (of kationenbuffering).

Kationenbuffering komt tot stand doordat kleimineralen en dood organisch materiaal aan het oppervlak licht negatief elektrisch geladen zijn. Ze vormen het zogenaamde bodemadsorptiecomplex. Positief geladen kationen als calcium, magnesium en kalium worden hieraan geadsorbeerd. Bij verzuring kan dit complex bijdragen aan verwijdering van waterstofionen uit het bodemvocht door ze uit te wisselen tegen de genoemde kationen (Reactie 4). Is het bodemadsorptiecomplex op een gegeven moment verzadigd met waterstofionen dan neemt de zuurconcentratie in het bodemvocht weer toe en daalt de pH verder. Beneden een pH van ongeveer 4.5 gaan aluminium(hydr)oxiden, die over het algemeen in iedere bodem in aanzienlijke hoeveelheden gevonden kunnen worden, in oplossing (Reactie 5). Hiermee is het aluminiumbuffertraject bereikt. Daalt de pH nog verder dan wordt het ijzerbuffertraject bereikt waarbij als gevolg van de zeer zure omstandigheden de oplosbaarheid van ijzer(hydr)oxides toeneemt.



De grootte van het bodemadsorptiecomplex en de mate waarin dit bezet is met basische kationen, bepalen hoeveel zuur er geneutraliseerd kan worden alvorens aluminium en vervolgens ijzer in oplossing gaan in het bodemvocht nadat de carbonaatbuffering is uitgeput (van Breemen *et al.* 1983; Roelofs, 1993).



Figuur 3.4 pH- buffertrajecten in bodems (Roelofs 1993); Achtereenvolgens gaan HCO_3^- , basische kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} en K^+), Al^{3+} en Fe^{3+} in oplossing.

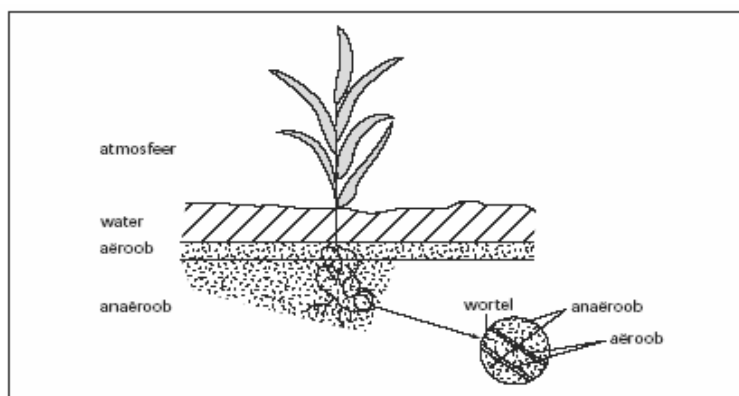
3.2.3 Nutriëntenbeschikbaarheid

Nutriënten kunnen worden aan- en afgevoerd via waterstromen (neerslag, oppervlakte-, grond- en kwelwater), via uitwisseling met de atmosfeer en via dieren. De nutriëntenbalans wordt opgemaakt door de totale instroom van nutriënten verminderd met de totale uitstroom van nutriënten waarbij het netto-verschil aangeeft of in een systeem nutriënten ophopen dan wel verdwijnen. Wisselingen in waterpeil hebben grote invloed op

de nutriëntencycli omdat met het water nutriënten kunnen worden aangevoerd of afgevoerd. Daarnaast kunnen door overstroming dan wel droogval, processen worden beïnvloed waarbij het zuurstofgehalte, de redoxpotentiaal, de zuurgraad, de temperatuur en het vochtgehalte in de bovenste bodemlaag veranderen en daarmee indirect de nutriëntenbeschikbaarheid. Plantensoorten zijn verschillend efficiënt in het opnemen en vasthouden van voedingsstoffen en daardoor verschillend competitief binnen een systeem. Hierdoor kan de nutriëntenbeschikbaarheid in hoge mate de soortensamenstelling beïnvloeden.

In voedselarme (oligotrofe) en matig voedselrijke (mesotrofe) systemen komen planten voor die een relatief langzame groei vertonen. Er vindt vooral concurrentie plaats om nutriënten waardoor in een heterogene bodem vele planten samen voor kunnen komen. In voedselrijke (eutrofe) en zeer voedselrijke (hypertrofe) systemen treedt een verschuiving op van concurrentie om nutriënten naar concurrentie om licht (Grime 1979). In eutrofe systemen vertonen planten een snelle groei en leggen hierbij grote hoeveelheden nutriënten vast. De snelst groeiende soorten zijn hierbij sterk in het voordeel en domineren de vegetatiesamenstelling. Voor waterplanten speelt niet alleen de voedselrijkdom van de bodem, maar ook de voedselrijkdom van de waterlaag een belangrijke rol. Op voedselrijke bodems met een voedselarme waterlaag passen waterplanten veelal een verticale groeistrategie toe waarbij ze de hele waterlaag optimaal benutten. Wanneer de nutriëntenconcentraties van de waterlaag toenemen gaan waterplanten een meer horizontale groeistrategie toepassen waarbij vooral het wateroppervlak optimaal benut wordt (denk hierbij ook aan kroosdekjes). Met name planten die in staat zijn koolstof vanuit de lucht te fixeren hebben hierbij een competitief voordeel (Bloemendaal & Roelofs 1988).

In verschillende systemen bestaat er een terugkoppeling van het vegetatietype en de nutriëntenbeschikbaarheid. Planten bepalen in hoge mate de kwaliteit van het dode organisch materiaal en daarmee de hoeveelheid aan nutriënten in het systeem en de snelheid waarmee deze weer beschikbaar komen. Daarnaast kunnen planten de mobilisatie van nutriënten in het sediment beïnvloeden door onder andere de afgifte van zuurstof via de wortels (Aarts *et al.* 1999). Hierbij ontstaat er een aërobe laag rondom de wortels waarin oxidatieprocessen kunnen optreden en stoffen kunnen worden omgezet (Figuur 3.5). Planten van reductieve sedimenten zijn hier soms slechter toe in staat dan veel soorten die op oxidatieve sedimenten voorkomen. Vaak is de buitenste cortex van de wortels van dit soort planten voorzien van extra lignine/suberine waardoor het radiale zuurstofverlies wordt beperkt. Dit is voor deze soorten belangrijk omdat het reductieve sediment anders een enorme 'sink' zou vormen voor zuurstof waardoor uitputting zou kunnen optreden in het weefsel (Smolders & Roelofs 1996).



Figuur 3.5 Een overstroomde bodem heeft een dunne aërobe top laag en daaronder een anaërobe bodemlaag. Vlak rond de wortels bevinden zich steile redoxgradiënten doordat zuurstof de bodem binnendringt (Wienk *et al.* 2000).

Door emissies van verkeer, industrie en landbouw hebben grote delen van de Nederlandse natuur te maken met een extra aanvoer van nutriënten. Wanneer er in deze gebieden dientengevolge veranderingen optreden in de vegetatiesamenstelling, waarbij enkele snelgroeiende soorten zich sterk uitbreiden ten koste van de oorspronkelijke soorten, dan is er sprake van eutrofiëring. Er kan onderscheid worden gemaakt tussen externe en interne eutrofiëring.

Bij externe eutrofiëring wordt de nutriëntenbeschikbaarheid in een systeem van buitenaf vergroot. Dit geschiedt onder andere door natte en droge deposities van zwavel- (S) en N-verbindingen vanuit de atmosfeer. Tevens kunnen landbouwmeststoffen als nitraat, ammonium en fosfaat die in oppervlaktewater en grondwater terecht zijn gekomen, voor eutrofiëring zorgen. Met name de uitspoeling van nutriënten uit bemeste landbouwgronden speelt in Nederland een belangrijke rol. Ook directe lozingen van onder andere fosfaatrijk afvalwater leidt plaatselijk nog tot een grote verhoging van concentraties. Ook is gebleken dat het water in de grote rivieren Rijn en Maas en het van daaruit aangevoerde water hogere nutriëntenconcentraties bevat dan de historische achtergrondwaarden. Daarnaast kunnen watervogels zoals meeuwen en ganzen een belangrijke bijdrage leveren aan de eutrofiëring van een systeem. In voedselarme systemen zoals bijvoorbeeld vennen, kwamen ze oorspronkelijk niet of nauwelijks voor maar door het in cultuur brengen van land is dit veranderd. Wanneer vogels in grote getallen dergelijke natuurgebied betrekken, kan dit leiden tot zogenaamde guanotrofiëring. De dieren voeden zich voornamelijk op agrarische gronden en met hun uitwerpselen verrijken ze vervolgens plaatselijk het natuurgebied (Smolders *et al.* 2006c).

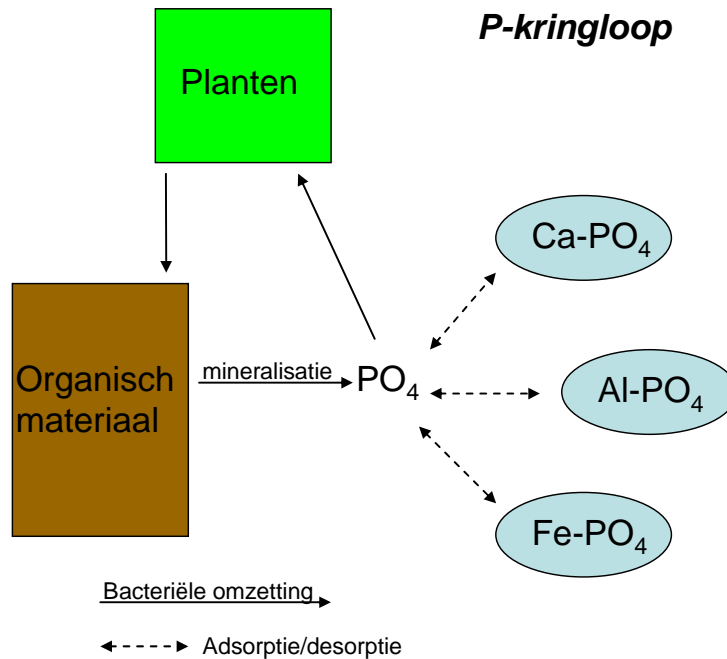
Bij interne eutrofiëring treedt op grote schaal mobilisatie op van nutriënten die al in het systeem liggen opgeslagen (Smolders *et al.* 2006b). De processen die hierbij betrokken zijn komen in paragraaf 3.3 aan de orde.

In (half-)natuurlijke systemen wordt de trofiegraad bepaald door de beschikbaarheid van met name stikstof en/of fosfor, terwijl in oppervlaktewateren ook anorganisch koolstof beperkend kan zijn. Kalium kan meestal voldoende uit de vertering van silicaten worden opgenomen. Om natuurdoeltypen zoals die worden beoogd voor bijvoorbeeld natte en gedeeltelijke natte natuur, te ontwikkelen is het nodig dat de belasting van het ecosysteem met deze nutriënten beperkt is. Bij de problematiek rondom verdroging en (her)vernatting zijn indirect ook de beschikbaarheid van zwavel en ijzer van belang. Alvorens de effecten van (her)vernatting op de waterkwaliteit te bespreken, is het van belang te weten hoe de verschillende nutriënten voorkomen en hoe ze kunnen worden omgezet in het ecosysteem. Allereerst zal met betrekking tot verdroging en vernatting het voorkomen van fosfaat worden beschreven. Op volgorde van dalende redoxpotentiaal zullen vervolgens belangrijke aspecten uit de stikstof-, ijzer-, zwavel- en koolstofcyclus aan de orde komen.

3.3 Effecten van verdroging en (her)vernatting op biochemische processen

3.3.1 Fosfor-fosfaatbeschikbaarheid en de rol van calcium en ijzer

Fosfor (P) kan geadsorbeerd zijn in een anorganische fractie, aan organisch materiaal of opgelost zijn in water (Figuur 3.6). In tegenstelling tot stikstof, zwavel en koolstof kent fosfor geen gasfase. Meestal komt fosfor vrij beschikbaar voor in de vorm van fosfaat (PO_4^{3-}). In de anorganische fractie is fosfaat gebonden aan ijzer (Fe), aluminium (Al) of calcium (Ca).



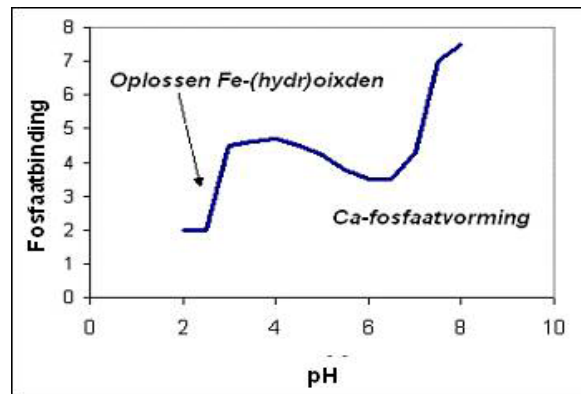
Figuur 3.6 Schematische weergave van de Fosfor (P)- kringloop.

3.3.1.1 Kalkarme bodems

In kalkarme systemen is een belangrijk deel van de anorganische fosfaatfractie aanwezig in de vorm van aluminium- of ijzercomplexen zoals varisciet ($AlPO_4 \cdot 2H_2O$), strengiet ($FePO_4 \cdot 2H_2O$) en vivianiet ($Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$). Daarnaast kan fosfaat geadsorbeerd zijn aan aluminium- en ijzer(hydr)oxiden. Deze hebben doorgaans een positieve lading die toeneemt naarmate de pH afneemt. Het vermogen van de (hydr)oxides om fosfaat te binden neemt hierbij toe (Figuur 3.7). Het in de vorm van strengiet aanwezige fosfaat en het aan ijzer(hydr)oxiden geadsorbeerde fosfaat is gevoelig voor een daling van de redoxpotentiaal, omdat het geoxideerde ijzer (Fe^{3+}) hierbij gereduceerd wordt tot het veel beter oplosbare Fe^{2+} . Dit betekent dat ijzergebonden fosfaat, naarmate een bodem bij (her)vernatting meer wordt gereduceerd, deels wordt gemobiliseerd. Niet alleen worden ijzerverbindingen gereduceerd, ook wordt er bij de reductieprocessen organische stof geconsumeerd en buffercapaciteit gegenereerd (Lamers *et al.* 1998b; Lamers *et al.* 2001). Fosfaat dat gebonden zit aan aluminium en aan organische-aluminium-verbindingen blijft hierbij wel gebonden, evenals het fosfaat dat gebonden is aan (calcium)carbonaten omdat deze ongevoelig zijn voor veranderingen in redoxpotentiaal.

Hoewel onder gereduceerde omstandigheden de binding van fosfaat door ijzercomplexen veel minder goed is dan onder zuurstofhoudende condities is ook onder anaërobe omstandigheden een belangrijke deel van het fosfaat in de bodem gebonden aan ijzer. Dit is dan in de vorm van vivianiet ($Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$) ijzer(II)hydroxiden en relatief goed gemineraliseerde ijzer(III)hydroxide. In de meeste (gedeeltelijk) natte natuur komt van oorsprong veel ijzer voor in de bodem waardoor de fosfaatbindende capaciteit van het sediment redelijk hoog is, zelfs onder natte omstandigheden. De mate waarin fosfaat in een systeem ligt opgeslagen blijkt dan ook in hoge mate samen te hangen met de concentraties ijzer. Met name kleiige bodems staan erom bekend grote hoeveelheden fosfaat te kunnen vastleggen. In systemen waar ook veel sulfaat wordt aangevoerd, zoals in sommige kwelgevoede gebieden, kan deze capaciteit echter worden beperkt omdat onder reductieve omstandigheden sulfaat wordt gereduceerd tot sulfide. Dit sulfide slaat vervolgens neer met Fe^{2+} of reageert met ijzer(hydr)oxiden in de bodem (Lamers *et al.*

2005). Hierdoor wordt een belangrijk deel van het ijzer vastgelegd in de vorm van FeS_x (o.a. pyriet). FeS_x heeft in tegenstelling tot ijzer(hydr)oxiden een zeer slechte P-adsorberende werking.



Figuur 3.7 In de grafiek staat het verband tussen de pH en de fosfaatbinding. Bij lagere pH waarden komen relatief meer ijzer- en aluminiumfosfaten voor. Bij pH waarden lager dan 3 verwerken echter ook deze verbindingen.

Behalve in anorganische verbindingen komt fosfaat ook in organische verbindingen voor zoals in nucleïne-zuren, in fosfolipiden, fosfoproteïnen en andere eiwitten. Organische fosfaatverbindingen moeten eerst door micro-organismen worden afgebroken voordat ze beschikbaar zijn voor planten. Dit proces heet mineralisatie.

3.3.1.2 Kalkrijke bodems

Op kalkrijke bodems waar een groot deel van het fosfaat in een calciumgebonden fractie zit, zal eutrofiëring als gevolg van vernatting niet optreden omdat deze fractie ongevoelig is voor redoxveranderingen. Ook interacties met sulfatrijk water treden hierdoor niet of nauwelijks op (Lamers *et al.* 2004). In kalkrijke bodems wordt het fosfaat in eerste instantie vastgelegd in de vorm van dicalciumfosfaat (CaHPO_4). Dit is nog relatief goed oplosbaar. Dit dicalciumfosfaat kan echter verder worden omgezet in het slechter oplosbare octacalciumfosfaat ($\text{Ca}_8\text{H}_2(\text{PO}_4)_6$) en apatiet (hydroxyapatiet $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$ & fluorapatiet ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F})$). Van nature kunnen bodems erg veel apatiet bevatten. Een voorbeeld daarvan zijn de extreem voedselarme Noorse meren die hoge totaal-fosfaat concentraties bevatten terwijl de beschikbaarheid van fosfaat toch erg laag is. Alleen gespecialiseerde planten met een isoëtide groeivorm kunnen met behulp van mycorrhizaschimmels dit fosfor vrijmaken uit het minerale apatiet. Vanuit deze fracties kunnen wel fosfaten worden gemobiliseerd ten gevolge van verzuring.

Als de fosfaatbeschikbaarheid in het bodemvocht door aanwezigheid van calcium wordt verlaagd, wordt het risico dat fosfaat naar het grondwater of naar het oppervlaktewater uitspoelt kleiner (Smolders *et al.* submitted). In de kwelrijke zones die direct worden beïnvloed door dieper grondwater kunnen calcium- en ijzerconcentraties zo hoog zijn dat fosfaat effectief kan worden vastgelegd zowel onder geoxideerde als gereduceerde omstandigheden waarbij de rol van calcium waarschijnlijk het grootst is (Lucassen *et al.* 2005a). De calciumgebonden fosfaten zijn wel gevoelig voor verzuring. In een basisch milieu is de oplosbaarheid van fosfaat erg laag door de vorming van calciumfosfaatcomplexen (Figuur 3.7).

De ijzergebonden fractie is in tegenstelling tot de calcium- en de aluminiumgebonden fractie minder gevoelig voor verzuring. In een zuurder wordend milieu kunnen fosfaten die vrijkomen door het oplossen van calciumfosfaten en aluminiumfosfaten, eerst nog worden geadsorbeerd aan ijzer(hydr)oxides die in het bodemadsorptiecomplex aanwezig zijn, mits de redoxpotentiaal niet verandert. Wordt het milieu echter te zuur ($\text{pH} < 3$) dan zullen ook de ijzer(hydr)oxiden oplossen en treedt op grote schaal fosfaatmobilisatie op in het

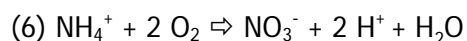
bodemvocht (Figuur 3.7). Wanneer onder invloed van (her)vernatting de pH door redoxprocessen weer stijgt, zullen weer ijzer- en aluminium(hydr)oxiden worden gevormd waaraan de fosfaten weer kunnen binden.

3.3.2 Stikstofnitrificatie, denitrificatie en de oxidatie van ijzersulfiden

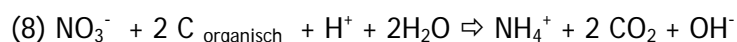
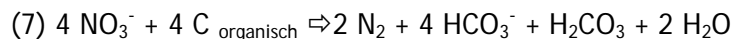
3.3.2.1 Omzetting van stikstof naar de bodem

Stikstof (N) komt onder andere voor in organisch materiaal in aminozuren en eiwitten. Daarnaast kan het anorganisch aanwezig zijn als ammonium (NH_4^+), nitraat (NO_3^-) en nitriet (NO_2^-). Ammonium zit vaak gebonden aan het bodemadsorptiecomplex en is daarom een stuk minder mobiel dan nitraat en nitriet, welke makkelijker uitspoelen. De stikstof die gebonden zit in organisch materiaal wordt door mineralisatie vrijgemaakt, eerst in de vorm van ammonium. De snelheid waarmee dit gebeurt, is afhankelijk van de decompositie en daarmee van de temperatuur en de pH van het systeem (Wienk *et al.* 2000) (Figuur 3.8).

Ammonium kan door nitrificerende bacteriën worden omgezet in nitraat (nitrificatie). Hierbij wordt H^+ gevormd dat bij onvoldoende buffercapaciteit in een systeem tot verzuring kan leiden (Reactie 6). Als de pH-waarden te sterk dalen ($\text{pH} < 5$) wordt de nitrificatie geremd (Roelofs 1983; 1986). Feitelijk verloopt de reactie in twee stappen waarbij nitriet een tussenproduct is. Bij zeer lage temperaturen kan nitrificatie niet meer optreden. Tevens wordt het bij zeer hoge of bij zeer lage pH-waarden geremd (Wienk *et al.* 2000).



Bij lagere redoxpotentialen kan nitraat zelf optreden als oxidator en vindt nitraatreductie plaats. Het meest voorkomend is de denitrificatie waarbij nitraat wordt omgezet in stikstofgas (N_2) (Reactie 7). Daarnaast kan ook dissimilatieve nitraatreductie optreden waarbij het wordt teruggevormd tot ammonium (Reactie 8).

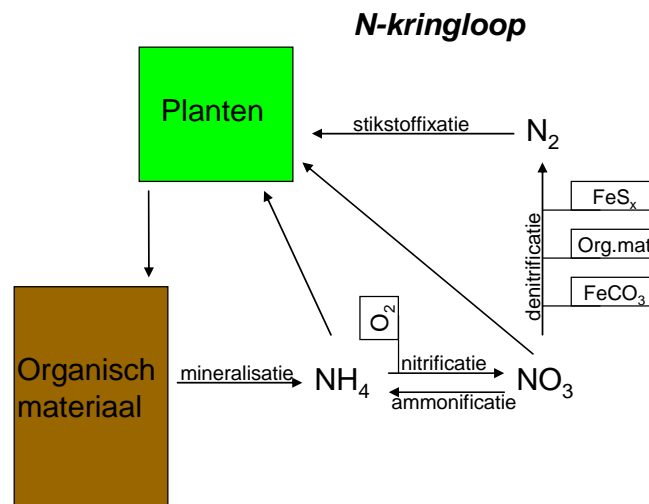


Behalve van de redoxpotentiaal hangt de snelheid van denitrificatie af van de beschikbaarheid van zuurstof, organisch materiaal en van de zuurgraad. Denitrificatie wordt bij aërobe condities en een geringe beschikbaarheid van organisch materiaal geremd. Tevens zal bij zeer lage pH waarden slechts beperkt denitrificatie plaatsvinden.

Bij de denitrificatie wordt netto buffercapaciteit gegenereerd want behalve stikstofgas (N_2) wordt er ook (bi)carbonaat gevormd. De buffercapaciteit in een systeem kan hierdoor toenemen. Behalve dat er bij dit proces organische stof geconsumeerd wordt, is het dus ook mogelijk dat door verhoogde bicarbonaatconcentraties en verhoogde pH-waarden versnelde decompositie en mineralisatie optreedt.

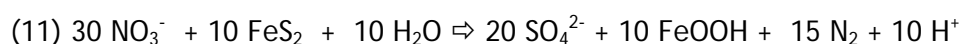
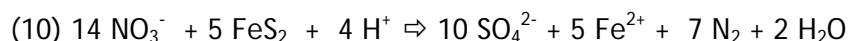
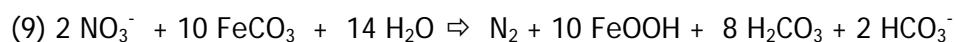
Gekoppelde nitrificatie-denitrificatie kan resulteren in een verlaagde stikstofbeschikbaarheid in een systeem. Dit proces speelt met name een rol in afwisselend natte en droge bodems. In deze bodems kan een klein aëroob toplaagje gevormd worden of transporteren planten zuurstof naar hun wortels waarbij de rhizosfeer geoxideerd raakt. Nitrificatie en denitrificatie volgen elkaar snel op wanneer in het aërobe laagje de nitrificatie plaatsvindt en het gevormde nitraat vervolgens in de anaërobe laag wordt gedenitrificeerd (Smolders *et al.* 2006b). De dissimilatieve nitraatreductie treedt eigenlijk vooral op bij lagere redoxpotentialen, wanneer grote hoeveelheden gemakkelijk

afbreekbare organische stoffen in het systeem aanwezig zijn. Veel is hier nog niet over bekend in natuurlijke wetlands en watersystemen (Wienk *et al.* 2000).



Figuur 3.8 Vereenvoudigde weergave van de stikstofkringloop.

Daarnaast kan nitraat worden gereduceerd door gereduceerde ijzer- en zwavelverbindingen in de bodem. Het gaat hierbij met name om sideriet (FeCO_3) en ijzersulfides (FeS_x). Bij de reactie met sideriet wordt het gereduceerde ijzer geoxideerd waarbij ijzer(hydr)oxide wordt gevormd (Reactie 9). Bij de oxidatie van ijzersulfiden (FeS_x) kan zowel het gereduceerde zwavel als het gereduceerde ijzer worden geoxideerd. Wanneer alleen het gereduceerde zwavel wordt geoxideerd spreken we van een onvolledige oxidatie van pyriet (Reactie 10). Wanneer ook het gereduceerde ijzer wordt geoxideerd spreken we van een volledige oxidatie (Reactie 11). In alle gevallen wordt het nitraat omgezet in stikstofgas dat kan ontsnappen naar de atmosfeer. Oxidatie van pyriet en sideriet door nitraat treedt op onder strikte anaërobe omstandigheden (Straub *et al.* 1996; Lamers *et al.* 1999; Lucassen *et al.* 2000, 2002b; Lucassen & Roelofs, 2005; Smolders, 2006c).



3.3.2.2 Effecten van stikstof op (water)planten

Ammonium is minder mobiel dan nitraat omdat het wordt gebonden aan het bodemadsorptiecomplex. In natuurlijke systemen kan ammonium zich in de bodem of in het bodemvocht ophopen als de nitrificatie onder anaërobe en/of zure omstandigheden geremd wordt. Wanneer drijvende, niet wortelende waterplanten als gevolg van voedselverrijking dominant worden, kan ammoniumaccumulatie nog makkelijker optreden omdat de zuurstofconcentratie van het water omlaag wordt gebracht. Ophoping van ammonium in de bodem kan worden voorkomen wanneer instromend (grond)water veel kationen bevat, zoals calcium, die aan het bodemadsorptiecomplex worden uitgewisseld tegen ammonium (Lucassen *et al.* 2006).

In lage concentraties is ammonium een belangrijke stikstofbron. In hoge concentraties kan ammonium echter een negatieve invloed hebben op de vegetatieontwikkeling (De Graaf *et al.* 1998a; Lamers *et al.* 2004; Van den Berg *et al.* 2005). De toxiciteit van ammonium is afhankelijk van de temperatuur, de pH, de aanwezigheid van nitraat en de gevoeligheid van de plant zelf. De temperatuur beïnvloedt de snelheid waarmee planten ammonium opnemen. Daarnaast heeft het invloed op het dissociatie-evenwicht van ammonium ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3$ (opgelost in water) $\rightarrow \text{NH}_3$ (ammoniakgas)) waarbij geldt dat bij hogere temperaturen ammonium meer gasvormig wordt. Bij lage pH-waarden komt vooral NH_4^+ voor in de waterlaag terwijl bij hogere pH-waarden (pH > 8,5) de hoeveelheid ongedissocieerd ammoniak (NH_3) toeneemt. Met name NH_3 is zeer giftig voor planten. Zelfs een kortstondige toename van de pH (bijvoorbeeld als gevolg van een hoge fotosynthese activiteit van waterplanten) kan in combinatie met hoge temperaturen (bijvoorbeeld in de zomer) leiden tot acute ammoniaktoxiciteit waarbij veel waterplanten in korte tijd afsterven.

Wanneer planten ammonium opnemen scheiden ze voor elk molecuul ammonium een waterstofion (H^+) uit. Wanneer de pH van het omringende milieu hoog is kunnen planten over het algemeen gemakkelijk ammonium opnemen zonder dat dit schadelijk is voor de plant. Bij een lage bodem pH kan ammoniumopname echter leiden tot interne verzuring van de wortels en bladeren omdat de protonen die vrijkomen bij de ammoniumassimilatie, moeilijk kunnen worden afgegeven tegen de gradiënt in. Interne verzuring is voor gevoelige planten, zoals blauwe knoop (*Succisa pratensis*) en spaanse ruit (*Cirsium dissectum*), een belangrijke oorzaak waarom ze niet op zure ammoniumrijke bodems kunnen groeien (de Graaf *et al.* 1998a; Lucassen *et al.* 2002b; Van den Berg *et al.* 2005). Een ander negatief effect van hoge ammoniumconcentraties is dat de opname van andere kationen zoals magnesium en kalium verminderd wordt. Hierdoor kan met name op arme bodems magnesium- en kaliumgebrek optreden (zie o.a. Bobbink & Lamers 1999).

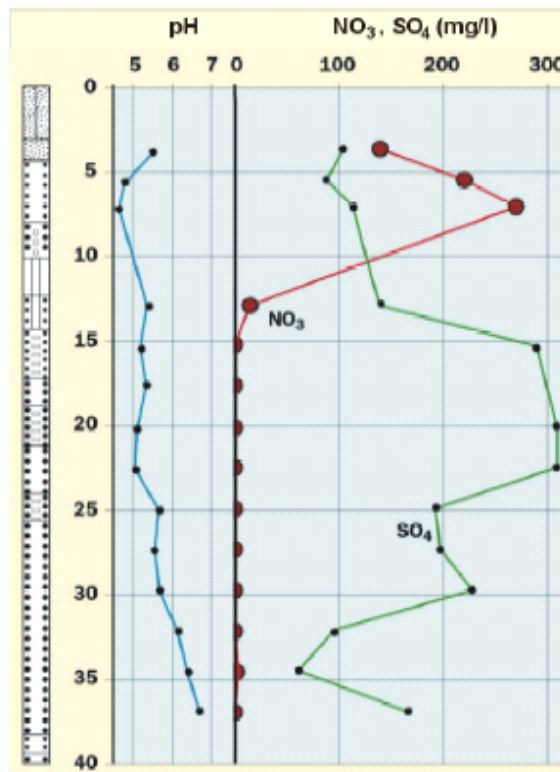
Ook een chronische hoge belasting met ammonium is voor veel (water)planten schadelijk. Vrij ammonium is altijd schadelijk voor de cellen en ophoping van ammonium moet dan ook ten allen tijden voorkomen worden. Zo kan vrij ammonium de lipiden in het celmembraan van plantencellen verzadigen en zo de permeabiliteit vergroten en de flexibiliteit verminderen en kan het de respiratie (ademhaling) van de cellen remmen. Ammoniumtoxiciteit kan op deze wijze de vitaliteit van waterplanten sterk laten afnemen, hetgeen zelfs kan leiden tot het afsterven van planten (Bloemendaal & Roelofs, 1988; Smolders & Roelofs, 1996). Kenmerken voor ammoniumschade zijn zwart-bruine necrosevlekken met name op oudere bladeren. Wanneer er meer ammonium binnenkomt dan de plant nodig heeft voor de groei zullen planten om ammoniumtoxiciteit te voorkomen stikstofrijke aminozuren aanmaken (o.a. arginine en asparagine) die ze opslaan in de cellen. Deze detoxificatie kost veel energie en koolhydraten waardoor deze minder beschikbaar zijn voor de plant. Wanneer de aanvoer van koolwaterstoffen ontoereikend is kan deze detoxificatie het celmetabolisme remmen.

De effecten van hoge nitraatconcentraties in het water op de watervegetatie worden nog niet goed begrepen. Hoge nitraatconcentraties in het oppervlaktewater kunnen een negatieve invloed hebben op de vegetatieontwikkeling omdat het een meststof is. N-minnende oeverplanten profiteren hier in hoge mate van. Dit geldt met name voor systemen waarin fosfaat niet beperkend is. Ook kan de assimilatie van nitraat door planten soms leiden tot verstoringen in het metabolisme van waterplanten die juist zijn aangepast aan de opname van ammonium via de wortels. In systemen waar veel organisch materiaal ligt opgeslagen lijkt dit meer voor te komen. In combinatie met verslechterde lichtcondities, die in eutrofe systemen vaak heersen, en een anaëroob sediment kan een hoge nitraatconcentratie op deze wijze bijdragen aan de achteruitgang van sommige wortelende waterplanten (Boedeltje *et al.* 2005).

3.3.2.3 Effecten van nitraat op landschapsschaal: Interactie met Fe en S

Nitraat ontstaat bij nitrificatie onder aërobe omstandigheden. Zonder menselijke invloed zijn de nitraatconcentraties over het algemeen (zeer) laag. In het grondwater zullen de concentraties zelden veel hoger zijn dan 25 $\mu\text{mol/l}$ (1,55 mg/l). Tegenwoordig meten we echter frequent nitraatconcentraties op mmol-niveau in het freatische water en ondiepe grondwater in de Pleistocene zandgebieden van Nederland. Nitraatverontreiniging wordt minstens tot een diepte van 15 m gevonden in infiltratiegebieden met landbouwgrond, en in mindere mate onder (naald)bossen. Deze laatste vangen veel droge en natte stikstofdepositie in de vorm van ammonium en nitraat. Het ammonium wordt in de bosbodems meestal genitrificeerd tot nitraat.

In de ondergrond kan nitraat uit het water verdwijnen door anaërobe denitrificatiereacties waarbij het reageert met organisch materiaal, sideriet of pyriet. Hierbij wordt het nitraat omgevormd tot stikstofgas. Indien het nitraat reageert met pyriet zal er een toename van sulfaat in het grondwater plaatsvinden (Figuur 3.9) (o.a. Broers 2003). Verder worden onder de diepte waar nitraat verdwijnt en sulfaat toeneemt, piekwaarden van nikkel, kobalt en arseen in het grondwater gemeten. Er kan geconstateerd worden dat in het (ondiepe) Nederlandse grondwater dan ook niet alleen een sterke toename van de nitraatconcentraties gevonden wordt, maar dat ook sulfaatconcentraties drastisch toenemen. Opmerkelijk genoeg is dat laatste in hoge mate het geval in de provincie Noord-Brabant en Noord-Limburg (Broers 2003).



Figuur 3.9 Verloop van pH, nitraat en sulfaat met de diepte bij Oostrum (Broers 2003).

3.3.3 IJzerkringloop

De vorm waarin ijzer voorkomt, wordt vooral bepaald door de redoxpotentiaal. Zoals eerder aan de orde kwam kan ijzer (Fe^{3+}) onder oxidatieve omstandigheden betrokken zijn bij de binding van fosfaat. Ook ijzer(hydr)oxiden dragen hieraan bij. Wanneer de redoxpotentiaal daalt worden deze ijzer(hydr)oxiden gereduceerd waardoor mobilisatie

van fosfaat op kan treden (Roelofs 1991). Fe^{3+} is erg slecht oplosbaar bij pH-waarden boven 3,5. Onder reductieve omstandigheden is ijzer (Fe^{2+}) relatief goed oplosbaar tot een pH van 6 en daardoor ook beter beschikbaar voor organismen. In de aanwezigheid van sulfide kan het Fe^{2+} neerslaan als ijzersulfide (Lucassen *et al.* 2005a; Smolders *et al.* 2006a). Bij een hoge pH en een hoge bicarbonaatconcentratie kan sideriet (FeCO_3) vorming optreden (Figuur 3.11).

3.3.3.1 IJzertoxiciteit

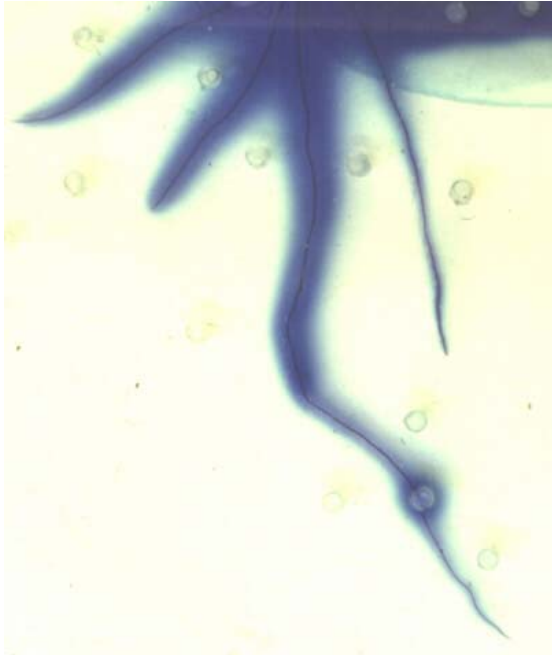
Oppervlaktewater bevat in tegenstelling tot grondwater en bodemvocht meestal maar weinig ijzer omdat dit in aanwezigheid van zuurstof direct oxideert en neerslaat. Wanneer ijzer onder reductieve omstandigheden oplost in het bodemvocht is het goed beschikbaar voor planten waarbij geldt dat de opname onder licht zure omstandigheden maximaal is. Hoewel planten lage concentraties ijzer nodig hebben voor groei kunnen planten in sedimenten met hoge concentraties gereduceerd ijzer, schade ondervinden. Dit komt omdat het gereduceerde ijzer in de plant (bijvoorbeeld de wortel) wordt geoxideerd. Bij deze oxidatie worden schadelijke hydroxylradicalen gevormd die tot ernstige celschade kunnen leiden (Laan *et al.* 1991). Om ijzertoxiciteit te voorkomen kunnen planten de wortels afdichten waardoor het ijzer niet binnenkomt of ze kunnen zuurstof lekken naar de rhizosfeer waardoor het gereduceerde ijzer buiten de plant wordt geoxideerd. Dit lekken van zuurstof wordt ook wel radiaal zuurstoftransport genoemd (Figuur 3.10). In principe voorzien vrijwel alle water- en moerasplanten hun wortelstelsel van zuurstof via luchtholten in de plant. De mate waarin ze zuurstof afgeven naar de bodem verschilt echter sterk tussen verschillende soorten.

Ook het radiaal zuurstoftransport kan in een ijzerrijke bodem nadelige consequenties hebben. Bij een overvloed aan ijzer in de bodem kunnen de wortels als het ware worden ge'coat' met een ijzeroxide als barrière wat de opname van nutriënten bemoeilijkt. Hoewel het de plant enerzijds beschermt tegen giftige stoffen kan een plant hierdoor te maken krijgen met tekorten aan fosfor, kalium, calcium, magnesium, maar ook aan ijzer. Op deze manier kan er zelfs ijzerdeficiëntie optreden (Smolders *et al.* 2003b).

Ijzerchlorose wordt vaak geassocieerd met hoge (bi)carbonaatgehalten in de bodem, maar kan ook worden veroorzaakt door de opname van nitraat. Door de assimilatie van nitraat stijgt de interne pH van de plant (met name de apoplast, ruimte tussen de celwanden). Hierdoor slaat het ijzer neer in de apoplast en kan niet worden opgenomen door de cellen. Over het algemeen geldt dat bij een toenemende pH de ijzeropname daalt waardoor de kans dat chlorose optreedt, groter wordt (Smolders & Roelofs 1996).

3.3.3.2 IJzeroxidatie en -reductie en fosfaatbeschikbaarheid

De concentratie aan gereduceerd ijzer in het bodemvocht is behalve met betrekking tot de beschikbaarheid voor planten ook belangrijk met betrekking tot de (im)mobilisatie van fosfaat en de vorming van ijzersulfiden. Onder oxidatieve omstandigheden is een hoge ijzerconcentratie in de bodem gunstig omdat er dan in hoge mate fosfaten kunnen worden geïmmobiliseerd in het systeem. Verdroging kan, wanneer geen of slechts matige verzuring optreedt, dan ook een positief effect hebben op de vegetatieontwikkeling omdat de verlaagde fosfaatbeschikbaarheid zorgt voor meer concurrentie tussen soorten en daarmee voor een toename van de biodiversiteit. Anderzijds vormt deze opslag een risico voor eutrofiëring wanneer er reductieve omstandigheden ontstaan of wanneer reductieve omstandigheden terugkeren (Loeb *et al.* submitted a). De ijzerverbindingen worden naar mate de redoxpotentiaal daalt gereduceerd waardoor fosfaat slechter gebonden wordt.



Figuur 3.10 Zuurstofafgifte van de wortels van Oeverkruid (*Littorella uniflora*) zichtbaar gemaakt door een gel die blauw kleurt in aanwezigheid van O_2 (foto A.Ssmolders).

Er zijn ook planten die een dusdanig hoog radiaal zuurstoftransport hebben dat ze de complete bodem kunnen oxideren. Het gaat hierbij om vertegenwoordigers van het zogenaamde oeverkruidverbond, zoals oeverkruid (*Littorella uniflora*), waterlobelia (*Lobelia dortmanna*) en drijvende waterweegbree (*Luronium natans*) (Figuur 3.11). Het gaat hier in alle gevallen om soorten die van origine een belangrijke verspreiding hadden in de Brabantse vennen. Het zijn allen soorten met een intrinsiek lage groeisnelheid die goed kunnen gedijen bij een zeer lage beschikbaarheid aan voedingsstoffen. In met name minerale bodems kunnen deze soorten door het hoge radiale zuurstofverlies de bodem, en daarmee het ijzer, in oxidatieve toestand houden. Hierdoor blijft het fosfaat in de bodem goed gebonden en wordt concurrentie met andere soorten vermeden. Bovendien leidt het oxideren van de toplaag van de bodem tot extra stikstofverliezen. In de oxidatieve toplaag wordt ammonium

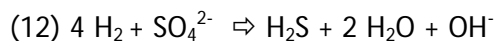
geoxideerd tot nitraat. Dit nitraat kan vervolgens in de diepere bodemlagen worden gedenitrificeerd tot stikstofgas.

3.3.4 Zwavelkringloop

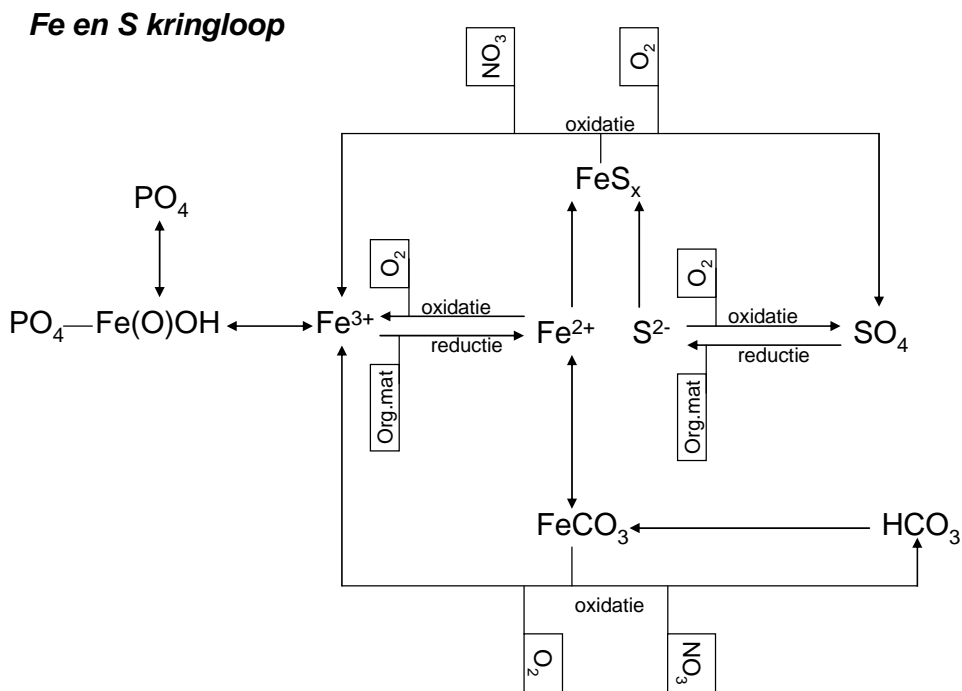
In het verleden is het oppervlaktewater en grondwater in de Nederlandse natuur met name door emissie en natte depositie vanuit industrie en verkeer in hoge mate belast met zwavelhoudende verbindingen. Ook de nitraatgestuurde sulfaatverrijking, waarbij nitraat ijzer- en pyrietafzettingen in de bodem oxideert onder vorming van ijzer en sulfaat, draagt in hoge mate bij aan de toegenomen sulfaatconcentraties in het grondwater en vormt tegenwoordig één van de grootste problemen in de Nederlandse natte natuur. Met name het nitraat dat uit landbouwgronden spoelt, speelt hierbij een doorslaggevende rol.

3.3.4.1 Sulfaatreductie

Zwavel kent verschillende vormen (Figuur 3.11). De wijze waarop het in een systeem voorkomt wordt het meest beïnvloed door de redoxpotentiaal. Onder anaërobe condities wordt sulfaat door sulfaatreducerende bacteriën gereduceerd tot waterstofsulfide (H_2S) wat kan ontwijken naar de atmosfeer (Reactie 12) of tot sulfide (S^{2-}) dat kan oplossen in het bodemvocht (Reactie 13).

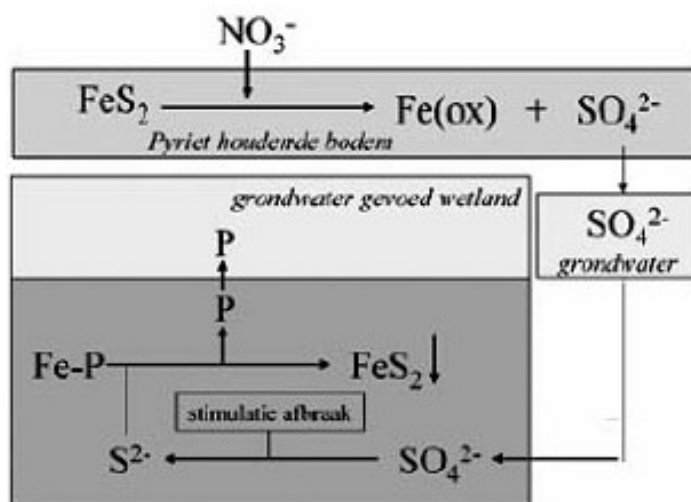


Bij de reductie van sulfaat wordt netto buffercapaciteit geproduceerd: naast het sulfide wordt ook (bi)carbonaat gevormd. De toename in buffercapaciteit wordt hierbij net als bij de denitrificatie vanuit het systeem gegenereerd en wordt daarom ook wel interne alkalinitas genoemd (Smolders 1995). Bij de sulfaatreductie wordt tevens organisch materiaal afgebroken. Hierbij wordt netto alkaliniteit gegenereerd waardoor een positieve terugkoppeling op de afbraak ontstaat en waarbij behalve fosfaat ook ammonium kan vrijkomen in het bodemvocht.



Figuur 3.11 Schematisch overzicht van de interacties tussen Fe- en S-kringloop.

Het sulfide kan reageren met gereduceerd ijzer tot ijzersulfiden. Als gevolg van de verhoogde sulfaatbelasting via het oppervlaktewater en grondwater vindt onder anaërobe condities een sterke ophoping van ijzersulfide (FeS) en pyriet (FeS_2) plaats in de bodems van gebieden die met dit water worden gevoed (Figuur 3.12). Wanneer in het systeem veel ijzergebonden fosfaten voorkomen kan bij deze ophoping op grote schaal fosfaatmobilisatie optreden. Sulfaat dat terecht komt in het bodemvocht wordt onder anaërobe condities in afwezigheid van betere elektronenacceptoren gereduceerd tot sulfide dat een sterke affiniteit heeft voor ijzer. Fosfaten die in het bodemadsorptiecomplex gebonden zijn aan ijzer((hydr)oxiden) kunnen op deze manier vrijkomen (Smolders & Roelofs 1993; Lamers *et al.* 1998b). De ijzerconcentratie in het bodemvocht neemt hierdoor af. Vervolgens kan het ook reageren met vivianiet ($Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$) of met nog niet gereduceerde ijzer(hydr)oxiden in de bodem. De vorming van ijzersulfiden kan op deze wijze bijdragen aan fosfaatmobilisatie. Wanneer er onvoldoende ijzer in de bodem aanwezig is om het gevormde sulfide te binden, kan het sulfide ophopen in het bodemvocht. Dit sulfide is extreem giftig voor vele wortelende waterplanten en voor in de bodem levende dieren. Wanneer al het beschikbare ijzer in een systeem bezet is, kan sulfide accumuleren. In hoge concentraties is het toxisch voor planten en kan het wortelrot veroorzaken. Dit werd bijvoorbeeld experimenteel aangetoond bij *Stratiotes aloides* (Krabbescheer) (Smolders *et al.* 2003b). Planten kunnen zich weren tegen de schadelijke effecten van anaërobie door zuurstof via hun wortels naar het sediment te transporteren (Figuur 3.10). Behalve dat groei wordt geremd door toxische sulfideconcentraties, kan er ook sprake zijn van geremde groei door een te lage ijzerbeschikbaarheid wanneer het ijzer in aanwezigheid van grote hoeveelheden sulfide volledig neerslaat.



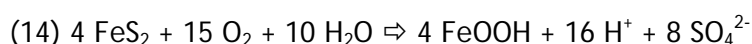
Figuur 3.12 Uitspoeling van nitraat kan tot hogere sulfaatconcentraties in het grondwater leiden. Een hoge sulfaatbelasting kan resulteren in eutrofiëring van natte natuur door fosfaatmobilisatie (Smolders *et al.* 2006b).

In zeer ijzerrijke bodems wordt sulfidetoxiciteit voorkomen, maar er kan wel ijzertoxiciteit optreden. In zeer ijzerarme bodems blijft ijzertoxiciteit uit, maar treedt wel vaak sulfidetoxiciteit op. In sulfiderijke bodems kan een tekort aan ijzer zogenaamde ijzerchlorose veroorzaken wat zichtbaar wordt door een lichtere bladkleur. Dit ijzertekort treedt op door een combinatie van wortelsterfte en een zeer lage beschikbaarheid van ijzer.

Net als door hoge nitraat- en ijzerconcentraties kan ook door een hoge sulfaatconcentratie remming optreden van de methanogenese (Loeb *et al.* submitted a). Het is aangetoond voor drijf- en trilvenen dat ze afhankelijk zijn van methaan voor het drijvend vermogen. Wanneer grondwater met een hoge buffercapaciteit in contact komt met het enigszins zure veen wordt methaan geproduceerd. Methaan is slecht oplosbaar en is vooral aanwezig in de vorm van kleine gasbelletjes. Omdat deze in het veen gevangen blijven kan het veen gaan drijven. Wanneer de methanogenese geremd wordt kan de drijfteil afzakken en verzuipen. Verder kan het sulfaat ook de afbraak van het veen versnellen waardoor de drijfteil structuur verliest en uiteenvalt (Lamers *et al.* 1999; Smolders *et al.* 2002; Lucassen *et al.* 2004b).

3.3.4.2 Sulfide oxidatie, verzuring en mobilisatie van zware metalen

Als gevolg van een hoge redoxpotentiaal kunnen er processen optreden die tot een verzuring van het systeem kunnen leiden zoals de oxidatie van ijzersulfiden en nitrificatie. Zo wordt onder aërobe omstandigheden sulfide geoxideerd tot sulfaat en worden de ijzersulfiden geoxideerd tot ijzer(hydr)oxides en sulfaat (Reactie 14) (Lamers *et al.* 1998a). Het ijzer(hydr)oxide is niet oplosbaar en slaat neer. Het vrijgekomen sulfaat is zeer mobiel en kan zich in de diepere lagen in de bodem met het bodemvocht mengen (Lucassen *et al.* 2002a, 2005a). Bij deze reactie worden waterstofionen gevormd die tot verzuring kunnen leiden indien de buffercapaciteit van het systeem onvoldoende capaciteit heeft om deze te neutraliseren.



Als gevolg van verzuring en dan met name de uitwisseling van kationen met het bodemadsorptiecomplex, kunnen metaalionen worden gemobiliseerd. De mate waarin dit gebeurt hangt behalve van de redoxcondities en de pH, ook af van de hoeveelheid organisch materiaal in het systeem omdat het betrokken is in het bodemadsorptiecomplex. Aluminium (Al) en andere zware metalen als zink (Zn), nikkel (Ni), cadmium (Cd) en

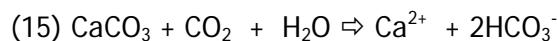
cobalt (Co) komen vrij in het bodemvocht als de redoxpotential stijgt en de pH daalt. Hierbij kunnen ze in hoge concentraties toxisch zijn voor zowel flora als fauna (Smolders *et al.* 2006c). Zelfs al bij geringe afname van de pH, althans in het traject beneden pH 4,5, stijgt de aluminiumconcentratie aanzienlijk. Basische kationen als calcium en magnesium spelen een belangrijke rol in het bufferende vermogen van het systeem in het pH-traject 4,5 - 6,0 en daarmee in het voorkomen van onder ander aluminium- of ammoniumtoxiciteit (Bobbink *et al.* 1998; de Graaf *et al.* 1998b; Lucassen *et al.* 2002b).

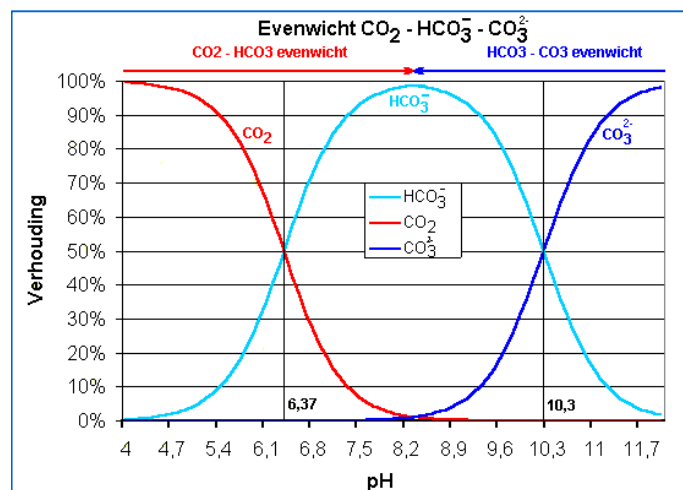
In combinatie met de oxidatie van ijzersulfiden kan ook nikkel mobiel blijven in het bodemvocht onder zure omstandigheden, omdat het bij lagere pH-waarden niet meer geadsorbeerd kan worden aan het bodemadsorptiecomplex. Metalen als ijzer (Fe), koper (Cu) en lood (Pb) blijven langere tijd vastgelegd omdat ze sterk adsorberen aan met name de ijzer(hydr)oxiden die onder oxidatieve omstandigheden gevormd kunnen worden. Deze ijzer(hydr)oxiden verweren pas bij pH-waarden lager dan 3.5 en het is dan ook alleen bij zeer ernstige verzuring dat ook de concentraties van deze metalen stijgen (Drever, 1997; Lucassen *et al.* 2002a).

Bij (her)vernatting treden over het algemeen tegenovergestelde processen op dan bij verdroging. De buffercapaciteit van het systeem neemt over het algemeen toe door denitrificatie en sulfaatreductie. Het fosfaat dat door oxidatie van ijzerverbindingen werd vastgelegd komt door reductieprocessen weer vrij beschikbaar in het bodemvocht terwijl de zware metalen weer worden opgenomen in het bodemadsorptiecomplex.

3.3.5 Koolstofdecompositie, mineralisatie en buffercapaciteit

Koolstofdioxide uit de atmosfeer en carbonaten uit de bodem zijn de belangrijkste bronnen van anorganische koolstof in het oppervlaktewater. Hoewel koolstofdioxide zeer goed in water oplost is de beschikbaarheid voor waterplanten toch relatief klein omdat de diffusiesnelheid in water zeer laag is. Onsdiepe wateren ontvangen een groot deel van hun anorganische koolstof uit de bodem. Vooral wanneer er al kooldioxide in het water aanwezig is lossen carbonaten uit de bodem op in het water (reactie 15). Bij een overmaat aan koolstofdioxide lost er extra carbonaat op; neemt daarentegen de koolstofdioxide concentratie af dan slaat een gedeelte van het bicarbonaat neer. Niet in alle ondiepe wateren is het totale anorganische koolstofgehalte een afspiegeling van het carbonaatgehalte in de bodem. Doordat grote delen van ons land door waterloopkundige ingrepen onder invloed zijn gebracht van grote rivieren, vinden we nu ook in gebieden met een carbonaatarme bodem (bi)carbonaatrijk water. Bovendien leidt een toenemend gebruik van kalk in de landbouw tot een belangrijke koolstofverrijking van oppervlaktewateren. Het anorganisch koolstof komt behalve als bicarbonaat (HCO_3^-) en koolstofdioxide (CO_2) ook voor als carbonaat (CO_3^{2-}). De verhouding tussen deze koolstofvormen wordt bepaald door de pH (en temperatuur) van het water (Figuur 3.13). Hoe al deze vormen van anorganisch koolstof betrokken zijn bij de buffercapaciteit van een systeem is reeds aan de orde gekomen (par. 3.2.2.)





Figuur 3.13 De relatie tussen de pH en het relatieve aandeel van de verschillende vormen van anorganisch C in de waterlaag.

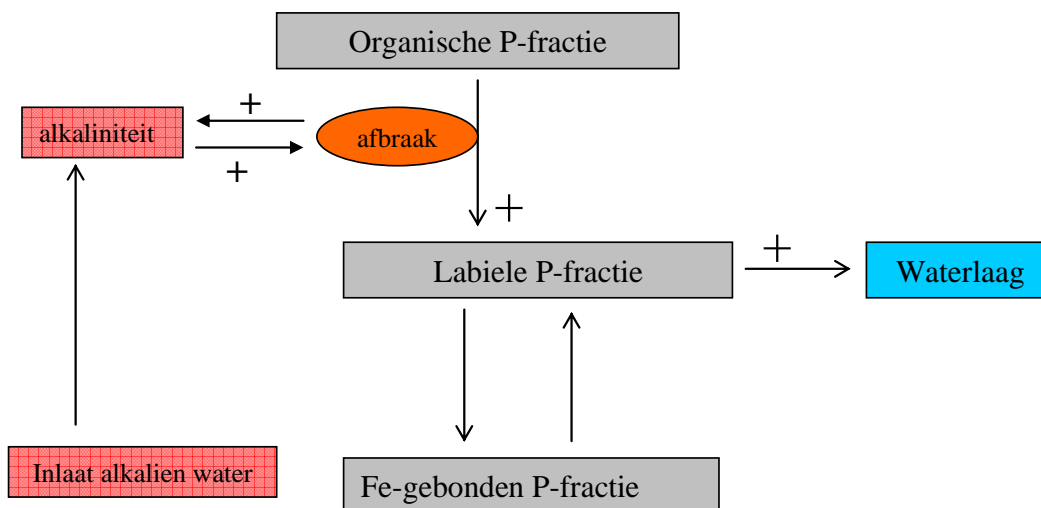
3.3.5.1 Koolstofdioxide

In geïsoleerde wateren met een kalkarme minerale bodem kan de hoeveelheid anorganisch koolstof limiterend zijn. In zwak zure wateren waar relatief weinig kooldioxide in het water is opgelost, is de concentratie aan kooldioxide in de bodem vaak vele malen groter dan in de waterlaag. Helofyten die in dit soort wateren leven kunnen alleen kiemen op plaatsen die tijdelijk droogvallen, omdat de concentratie van kooldioxide op permanent natte plaatsen te laag is voor kiemplanten om tot boven de waterlaag uit te groeien. Er zijn echter waterplanten die wel zijn aangepast aan deze omstandigheden. Deze planten kunnen kooldioxide op nemen uit de bodem met hun wortels. Zij beschikken over luchtholten in hun wortels en stengels om het koolstofdioxide uit de bodem snel naar de bladeren te laten diffunderen. Het zuurstof dat vrijkomt bij de fotosynthese diffundeert door deze luchtkanalen naar de wortels waar het wordt afgegeven naar de bodem. Het zuurstof versnelt de afbraak van dood organisch materiaal waardoor het vastgelegde koolstof weer snel als kooldioxide vrijkomt en door de wortels kan worden opgenomen. Sommige van deze soorten hebben ook nog een speciaal metabolisme dat ze in staat stelt om ook 's nachts kooldioxide vast te leggen. Via dit zogenaamde CAM-metabolisme kunnen ze in het donker kooldioxide omzetten in malaat (appelzuur), dat vervolgens wordt opgeslagen in de vacuoles van de cellen. Bij daglicht kunnen ze uit het malaat weer kooldioxide vrijmaken dat dan vervolgens kan worden gebruikt in de fotosynthese.

De planten die over dit soort aanpassingen beschikken kwamen in Nederland vooral voor in (zeer) zwakgebufferde vennen. Het gaat hierbij om de soorten uit het zogenaamde oeverkruidverbond. Hierbij moet gedacht worden aan soorten als oeverkruid, waterlobelia en drijvende waterweegbree. Met name door verzuring en eutrofiëring zijn vele van deze soorten uit de vennen verdwenen. Verzuring van vennen heeft geleid tot een sterke toename van de kooldioxideconcentraties in de waterlaag. Met name soorten die goed in staat zijn om kooldioxide uit het water op te nemen, zoals Veenmossen (*Sphagnum*) en Knolrus (*Juncus bulbosus*) zijn hierdoor sterk toegenomen en hebben de karakteristieke soorten uit het oeverkruidverbond verdrongen. Op kalkarme bodems met een organische bodem of op locaties waar kooldioxidierijk water wordt aangevoerd via het grondwater ontwikkelen zich vaak vegetaties die gedomineerd worden door veenmossen. Deze veenmossen groeien het beste bij relatief hoge kooldioxideconcentraties in de waterlaag. Op organische bodems komt dit kooldioxide vrij uit afbraakprocessen.

3.3.5.2 Waterverharding

In natte gebieden is de afbraak van organisch materiaal gewoonlijk laag door een lagere zuurstofbeschikbaarheid. Bij de afbraak van organisch materiaal komen organische zuren vrij. Door de afwezigheid van voldoende bufferstof (bicarbonaat) in zachte wateren daalt de bodem-pH waardoor de activiteit van micro-organismen afneemt. Hierdoor wordt de afbraak nog verder geremd waardoor vooral in systemen zoals vennen en venen, stapeling van organisch materiaal op kan treden (veenvorming). Bij toenemende buffercapaciteit van het poriewater wordt echter de interne pH van de organische partikels verhoogd waardoor de afbraak van organisch materiaal wordt gestimuleerd en eutrofiëring op kan treden (Figuur 3.14). De inlaat van gebufferd water of een toename van de buffercapaciteit van het kwelwater (allebei dus met bicarbonaat) kan dan ook leiden tot een versnelde afbraak van gestapeld organisch materiaal. Ook bij reductieprocessen kan netto buffercapaciteit gegenereerd worden door vorming van onder andere (bi)carbonaat. Dit gebeurt bijvoorbeeld bij de reductie van nitraat en sulfaat. De toename in buffercapaciteit komt hierbij vanuit het systeem zelf en dit proces wordt dan ook wel interne alkalinisatie genoemd (Smolders 1995). Naast het feit dat bij deze reacties organische materiaal wordt omgezet, wordt door de toename van de buffercapaciteit en de pH de decompositie en mineralisatie verder gestimuleerd. Met name in organische (water)bodems bestaat er dan ook een sterke correlatie tussen buffercapaciteit (bicarbonaatgehalte) en de concentraties van ammonium en fosfaat in het bodemvocht (Smolders 1995).



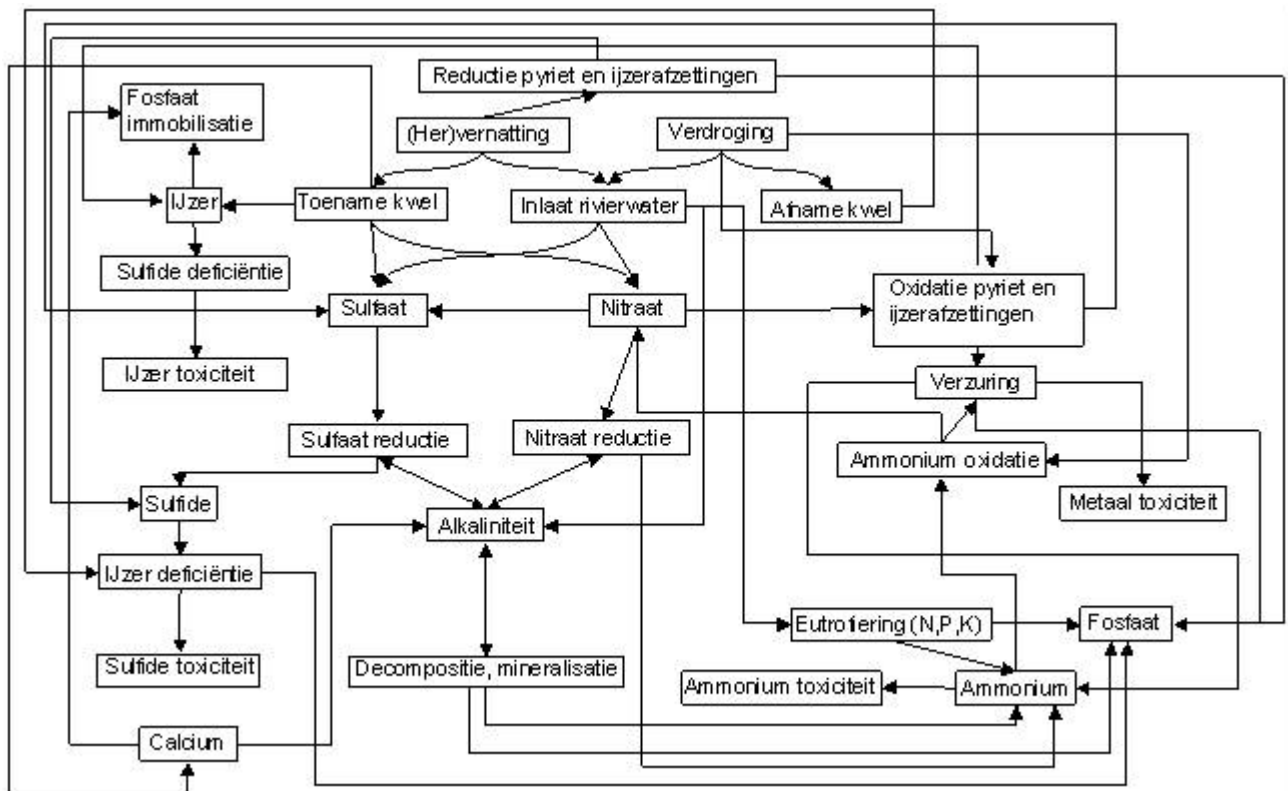
Figuur 3.14 Overzicht van de belangrijkste processen die optreden bij waterverharding die er toeleiden dat de P-concentratie in de waterlaag sterk kan stijgen.

Bij vernatting van sterk verzuurde sedimenten kan door een toename van de buffercapaciteit de pH weer stijgen. Fosfaten en zware metalen die door verwering van anorganische verbindingen waren vrijgekomen kunnen dan juist weer worden vastgelegd. In deze sedimenten zal de toename van de pH echter langzaam op gang komen, omdat bij lage pH de reductieprocessen langzamer verlopen (Roelofs 1991; Lamers *et al.* 1999).

3.4 Voorspelling aan de hand van chemische indicatoren

De zo juist beschreven verbanden (par. 3.3) tussen de kwaliteit van (grond)water en sediment met betrekking tot verdroging en (her)vernatting zijn complex en er zijn veel interacties tussen de verschillende betrokken processen. In figuur 3.15 wordt deze complexiteit en samenhang nog eens weergegeven in een samenvattend schema. Hoewel

de beschreven processen afhankelijk zijn van een groot aantal factoren, zoals temperatuur, seizoen en verstoring door aanwezige organismen, kan op basis van bepaalde chemische parameters toch een inschatting worden gemaakt van welke processen er in een systeem zullen overheersen. Dit kan nuttig zijn bij het maken van een prognose over de effecten op de waterkwaliteit van de geplande maatregelen. Hieronder wordt een overzicht gegeven van een aantal relevante chemische indicatoren.



Figuur 3.15 Invloed van waterkwaliteit en bodem/sedimentsamenstelling met betrekking tot verdroging en (her)vernatting. De pijlen geven aan welke factoren en/of processen worden verhoogd wanneer het voorafgaande overmatig wordt aangevoerd of optreedt.

3.4.1 Olsen-P concentratie; indicatie voor hoeveelheid beschikbare P voor planten

De Olsen-P concentratie is een maat voor de hoeveelheid P in de bodem die beschikbaar is voor planten. Deze concentratie kan worden bepaald aan de hand van een zogenaamde Olsen-P extractie. Hierbij wordt bodem uitgeschud met een 0,5 M bicarbonaatoplossing. De Olsen-P concentratie van de bodem bepaalt in belangrijke mate of er verzuuring van de vegetatie zal optreden na vernatting van landbouwgrond. Bij Olsen-P concentraties lager dan 200 - 300 $\mu\text{mol/liter}$ bodem is de fosforbeschikbaarheid limiterend voor de groei van planten en er geen woekering van snelgroeiende planten (bijvoorbeeld pitrus (*Juncus effusus*)) optreedt. Met name op voormalige landbouwbodems is het van belang om de Olsen-P concentratie op verschillende diepte van de bodem te meten. Hiermee kan worden bepaald tot op welke diepte de bodem moet worden afgegraven om een voldoende nutriëntenarme uitgangssituatie te creëren, zeker in natte omstandigheden of bij vernatting! Indien dit namelijk niet in voldoende mate gebeurt, kunnen ongewenste soorten sterk gaan overheersen (Figuur 3.16).

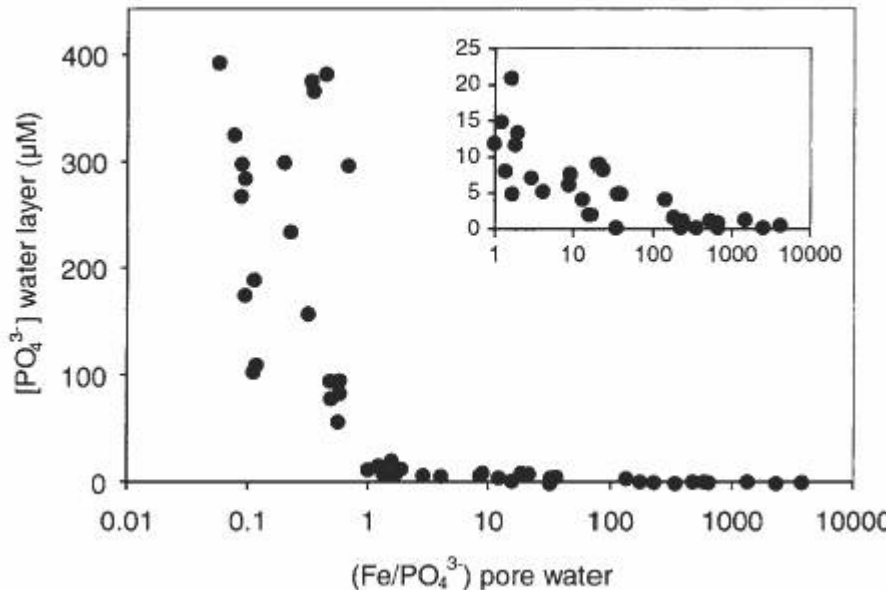


Figuur 3.16 Overdadige ontwikkeling van pitrus en algen na vernatting van P-rijke landbouwgrond (foto E. Lucassen).

3.4.2 Fe : PO₄³⁻; indicatie hoeveelheid fosfaat naar oppervlaktewater

Hoeveel fosfaat er wordt afgegeven aan het oppervlaktewater is moeilijk in te schatten, omdat de overgang naar anaërobe condities in de bodem en aërobe condities in het oppervlaktewater een barrière vormen. Toch wordt wel gebruik gemaakt van de verhouding tussen de concentratie ijzer en de concentratie fosfaat (Fe : PO₄³⁻ ratio) in het bodemvocht (Figuur 3.17). In de aërobe overgang tussen het sediment en de waterlaag wordt gereduceerd ijzer dat uit de bodem naar de waterlaag diffundeert geoxideerd waarbij het neerslaat met fosfaat. Wanneer de Fe : PO₄³⁻ ratio kleiner is dan 1 zal fosfaat worden afgeleverd naar de waterlaag (Smolders *et al.* 2001). Wanneer deze hoger is dan 10 kan de bedekking met rode lijst soorten oplopen tot boven de 40%, omdat het water bij de lage PO₄³⁻ concentraties zeer helder is (Loeb *et al.* submitted b). De Fe : PO₄³⁻ ratio neemt enorm af bij hoge sulfaatconcentraties, omdat bij de sulfaatreductie ijzergebonden fosfaat wordt gemobiliseerd en ijzer wordt vastgelegd als FeS_x (Smolders *et al.* 2006b; Loeb *et al.* submitted b).

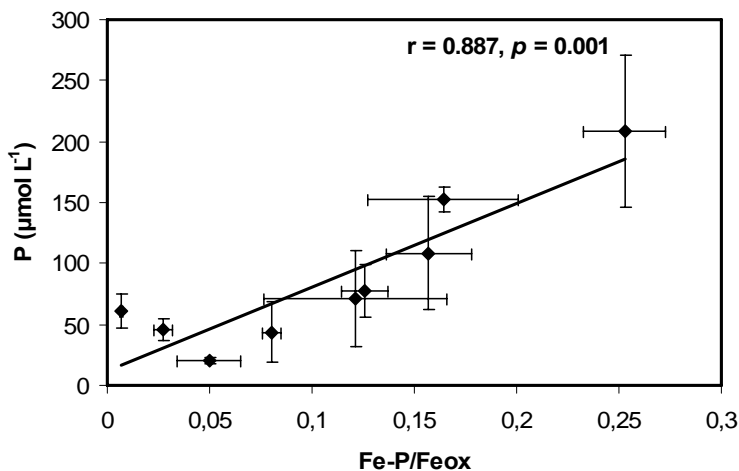
De netto fosfaatmobilisatie hangt daarnaast ook nog af van de hoeveelheid fosfaat die vrijkomt uit apatiet en varisciet en de hoeveelheid geoxideerd ijzer. Wanneer de fractie calciumcarbonaat gebonden fosfaat heel groot is, zullen interacties met sulfide nauwelijks optreden (Lucassen *et al.* 2005a; Lamers *et al.* 2006). De aanvoer van ijzerrijk grondwater kan een positief effect hebben op het beperken van de fosfaatnalevering, omdat wanneer de ijzerpool groter is, er meer fosfaat kan worden vastgelegd. Verder zal ook een toename van de ijzerconcentratie van het bodemwater leiden tot een verhoging van Fe : PO₄³⁻



Figuur 3.17 Relatie tussen de logaritme van de ijzer:fosfaat ratio (mol:mol) in het sediment. De inzet in de grafiek geeft de hoeveelheid fosfaat dat er naar het oppervlaktewater uitspoelde (Smolders *et al.* 2001).

3.4.3 Fe-P : Fe_{ox}; indicatie hoeveelheid vrijkomend fosfaat bij overstroming

De reductie van ijzer(verbindingen) tijdens overstromingen bepaalt in hoge mate hoeveel fosfaat er vrijkomt vanuit de bodem. Het fosfaat dat vrijkomt vanuit een organisch gebonden fractie levert slechts een beperkte bijdrage mits de afbraak niet overmatig wordt gestimuleerd, zoals bijvoorbeeld gebeurt indien er te hard water wordt gebruikt. De ratio tussen ijzergebonden fosfaat (Fe-P) en de concentratie aan amorfe ijzerhydroxiden (Fe_{ox}) (Figuur 3.18) geeft een goede indicatie van de hoeveel fosfaat die bij overstroming vrij kan komen in het bodemvocht (Loeb *et al.* submitted b). Kwantitatieve uitspraken kunnen met behulp van deze ratio niet worden gedaan, omdat ijzerreductie afhankelijk is van o.a. temperatuur, pH, organische stof gehalte, aanvoer van sulfaatrijk water, etc.



Figuur 3.18 De ratio tussen het ijzergebonden fosfaat en de amorfe ijzerhydroxiden (mol:mol) geeft een goede indicatie voor de hoeveelheid fosfaat die beschikbaar komt in het bodemvocht (Loeb *et al.* submitted b).

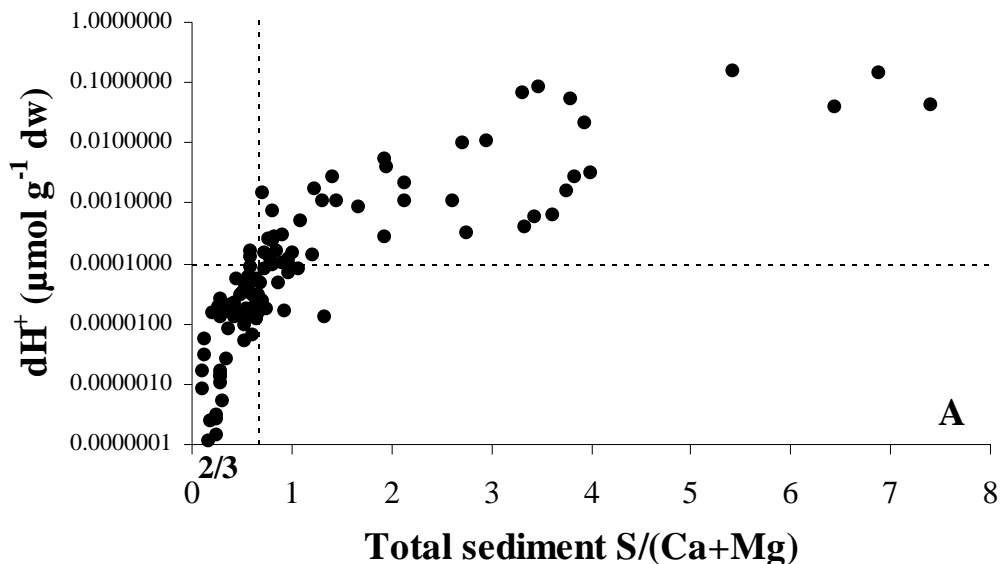
3.4.4 Fe:S en/of (Fe-S):P; indicatie hoeveelheid ijzer dat fosfaat kan binden

Vanwege de betrokkenheid van sulfide bij de mobilisatie van fosfaat is ook de verhouding tussen de totale ijzerconcentratie en de totale zwavelconcentratie in de bodem een

belangrijke ratio. Deze ratio geeft een indicatie voor de hoeveelheid ijzer dat nog in staat is fosfaat te binden. In reductieve bodems met een ratio lager dan 0.5 kunnen de fosfaaten en de sulfideconcentraties in het bodemvocht sterk oplopen. Een variatie op deze ratio is de verhouding tussen de totaalconcentratie ijzer minus de totaal concentratie zwavel en de totaalconcentratie fosfor ((Fe-S)/P). Al het ijzer dat niet potentieel door gereduceerd zwavel gebonden is, kan immers potentieel fosfaat immobiliseren in de bodem.

3.4.5 S:(Ca+Mg); indicatie voor de mate van verzuring bij verdroging

De mate waarin verzuring (vrijkomen van H⁺) optreedt bij verdroging is gecorreleerd met de verhouding tussen gereduceerd zwavel en calcium en magnesium (S_{red}/(Ca+Mg)) in het sediment. De ratio is een handig instrument om het risico op toxiciteitseffecten van metaalmobilisatie in te schatten. Lucassen *et al.* (2002) toonden aan dat bij een ratio hoger dan 2/3 de (bi)carbonaatbuffer en kationuitwisseling in het sediment niet voldoende zijn om het zuur dat bij de oxidatie van ijzersulfiden gegenereerd wordt, te neutraliseren (Figuur 3.19). Ook lieten ze zien welke bufferende capaciteit bij een bepaalde SO₄²⁻/(Ca+Mg) ratio in het bodemvocht de dominante werking heeft. Over het algemeen geldt dat bij een ratio kleiner dan 1 de (bi)carbonaatbuffer en kationenuitwisselingsbuffer in het sediment de verzuring tegengaan.



Figuur 3.19 In deze figuur staat de S/(Ca+Mg)-ratio van het sediment uitgezet tegen de productie van H⁺ die optreedt na droogvallen van het sediment (Lucassen *et al.* 2002).

Hoofdstuk 4 Abiotische situatie in Noord-Brabant

In dit hoofdstuk is de abiotische situatie in Noord-Brabant in beeld gebracht. Eerst zijn de geologie, waaronder de sedimentatiegeschiedenis, breuktektoniek en hoogteverschillen van Noord-Brabant besproken (par. 4.1). De grondwaterstromen in Noord-Brabant komen in paragraaf 4.2 aan bod, waarbij de horizontale en verticale stromen worden uitgesplitst. In paragraaf 4.3 wordt de grondwaterstroming in relatie tot de chemische samenstelling besproken. De kwel die het maaiveld kan bereiken is weergegeven in paragraaf 4.4. Het type grondwater per natte natuurplek is kort aangestipt in paragraaf 4.5. De algemene grondwaterkwaliteit van Noord-Brabant komt in paragraaf 4.6 aan de orde. Als laatste zijn er risicogebieden betreffende waterkwaliteit aangewezen (par. 4.7).

4.1 Geologie en geohydrologie

4.1.1 Afzettingsgeschiedenis

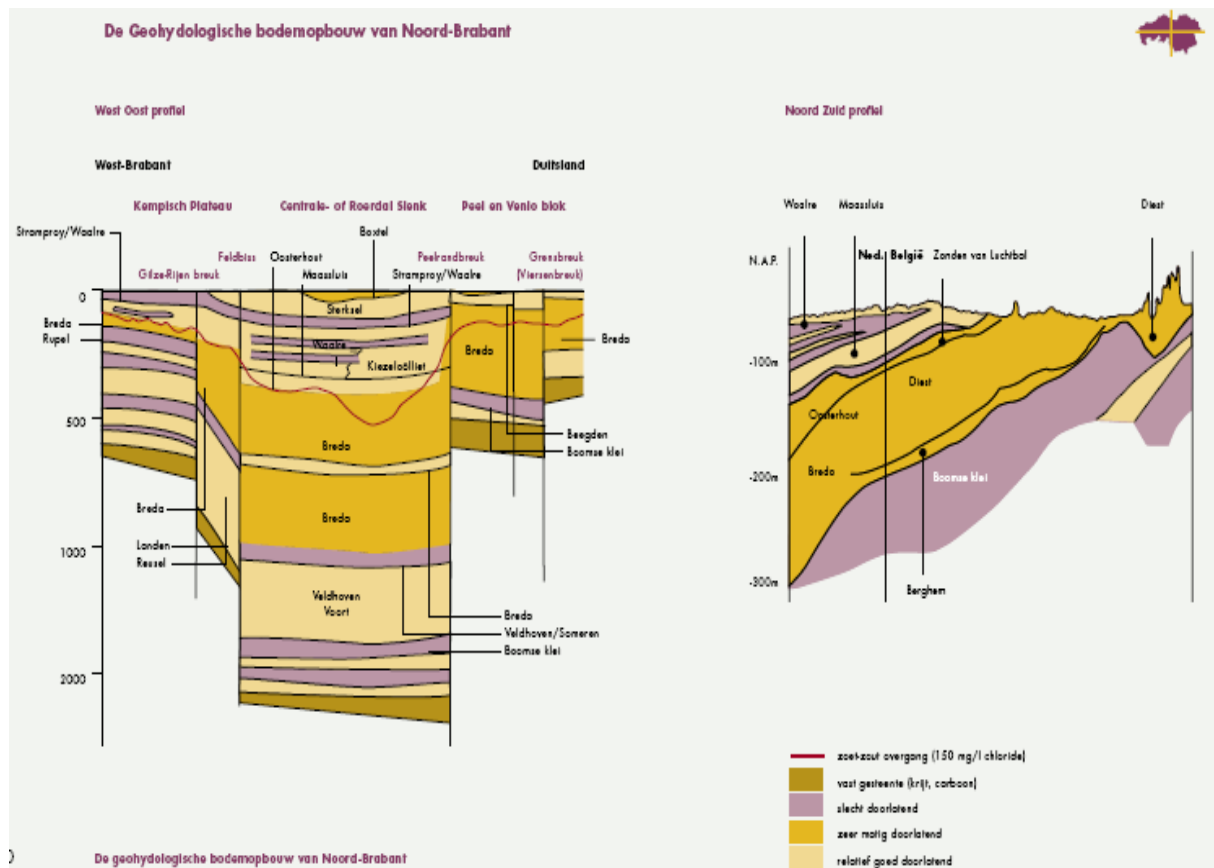
Reliëf, geologische gesteldheid en watertoevoer beïnvloeden in grote mate de grondwaterstroming en daarmee de aan- of afvoer van basen, ijzer of nutriënten binnen een gebied. Deze factoren hebben op hun beurt grote invloed op de samenstelling van plantengemeenschappen en diersoorten. De geologische gesteldheid van de bodem en het reliëf zijn het resultaat van processen van miljoenen jaren. In deze paragraaf zal dan ook de lithostratigrafie (sedimentatiegeschiedenis) en breuktektoniek van Noord-Brabant worden besproken.

Wisselingen in het klimaat hebben geleid tot het afzetten van verschillende typen formaties in de ondergrond van Noord-Brabant. De vroeg-Tertiaire afzettingen bestaan voornamelijk uit mariene kleien en kleiige zanden. In de periode van Midden-Oligoceen wordt de *Formatie van Rupel* afgezet. Dit is een mariene formatie die bestaat uit een zandig Onder-Rupelien en een kleilig ontwikkeld Boven-Rupelien. Deze formatie is praktisch ondoorlatend en vormt de hydrologische basis van het grondwatersysteem in Noord-Brabant. De formatie van Rupel wordt ook wel de *Boomse Klei* genoemd (Hobma *et al.* 1993). Vanaf deze formatie zullen de bovenliggende formaties worden beschreven. Een schematisch overzicht van de formaties wordt weergegeven in figuur 4.1.

Later zijn mariene sedimenten afgezet die behoren tot de *Formatie van Breda*. Deze formatie is opgebouwd uit de afzettingen van Antwerpen en de afzettingen van Deurne. De afzettingen van Antwerpen bestaan uit kwartszanden met veel glauconiet, sporadisch schelpresten, enkele zeëgelstekeltjes en wat glimmer. De afzettingen van Deurne bestaan uit glauconietzanden met soms iets of wat grind (Hobma *et al.* 1993). De in het onder- en Boven-Pliocene afgezette mariene *Formatie van Oosterhout* bestaat uit de Afzettingen van Kattendijke en Kallo-Merksem. De afzettingen van Kattendijke bestaan uit glauconiethouende zanden met veel schelpresten. De Afzettingen van Kallo-Merksem bestaan uit slibhoudende schelprijke zanden. Naast de mariene afzettingen zijn ook fluviaatiele sedimenten afgezet. Gedurende het Mioceen begint vanuit het zuiden fluviaatiele sedimentatie op te treden en dit zet door tot in het Pliocene en heeft als gevolg dat er fluviaatiele terrassen worden afgezet (*Formatie van Kiezeloökiet*).

De oudste formatie van het Kwartair is de *Formatie van Maassluis*. Deze bestaat uit mariene, schelphoudende zanden waarin plaatselijk kleilagen of kleilenzen in voorkomen. Langzaam trekt de zee zich terug en krijgt de fluviaatiele sedimentatie de overhand. Het rivierensysteem vormt een grote delta en zet vooral fijn en grof zand af, op bepaalde plekken ook klei, de *Formatie van Tegelen en Kedichem (Formatie van Waalre)*. Deze Onder-Pleistocene afzettingen zijn doorgaans slecht doorlatend en liggen ongeveer 20 m -

NAP. Beide formaties dagzomen in westelijk Noord-Brabant. De *Formatie van Tegelen* bevat soms mariene fossielen en is daardoor kalkhoudend.



Figuur 4.1 Geohydrologische opbouw van Noord-Brabant (© Provincie Noord-Brabant).

In het Midden-Pleistoceen zijn de *Formaties van Veghel* en *Sterksel* afgezet. Ze bestaan voornamelijk uit grof zand en grind. De formaties dagzomen in Noord-Brabant aan weerszijden van de Centrale Slenk. De laatste formatie die voor, maar ook tijdens de landijsbedekking werd gevormd is de *Formatie van Eindhoven*. Deze formatie bestaat uit fijnzandige afzettingen die onder periglaciale condities zijn gevormd (processen en verschijnselen die aanwezig zijn in een landijs grenzend gebied).

In het Boven-Pleistoceen is in het oostelijk deel van Noord-Brabant aan het maaiveld de *Formatie van Asten* afgezet. Deze bestaat uit continentale afzettingen, zoals veenpakketten en beekafzettingen. De afzettingen van de grote rivieren in deze tijd worden tot de *Formatie van Kreftenheye* gerekend. Het zijn grofzandige afzettingen. Aan de top is plaatselijk een zavel-, klei- of veenlaag aanwezig die uit het Laat-Glaciaal of Vroeg Holoceen dateert. Ook de *Formatie van Twente* is in deze tijd afgezet en bestaat uit eolische (wind), fluvioperiglaciale (rivier)afzettingen (matig fijn tot matig grof zand, grof grindhoudend zand, leem en veen), hellingafzettingen (sterk variabel van lithologie, maar vaak gemengd grof materiaal) en stenenvloertje, die gezamenlijk een zeer complexe eenheid vormen. De dikte van de formatie bedraagt maximaal 25 meter.

De Nuenen-groep omvat het zogenoemde Brabantse Leem en bestaat uit de Formaties van Eindhoven, Asten en Twente. De Nuenen-groep bestaat uit fijn zand tot lemige sedimenten en is daardoor slecht doorlatend. Hierover ligt een deklaag van fijnzandige afzettingen, die goed doorlatend zijn.

Het Holoceen (10.000 - 0) is de periode die volgt op het Pleistoceen (2,6 milj. - 10.000) en omvat een relatief warme periode. Door de hogere temperaturen en de toename van de neerslag traden er veranderingen op. Het zeeniveau steeg door het smelten van de ijskappen. Het sedimentatiepatroon veranderde in Nederland van vlechtend naar meanderend. Op grote schaal ontwikkelde zich veen. Verder kreeg de mens een toenemende invloed op het Noord-Brabantse landschap.

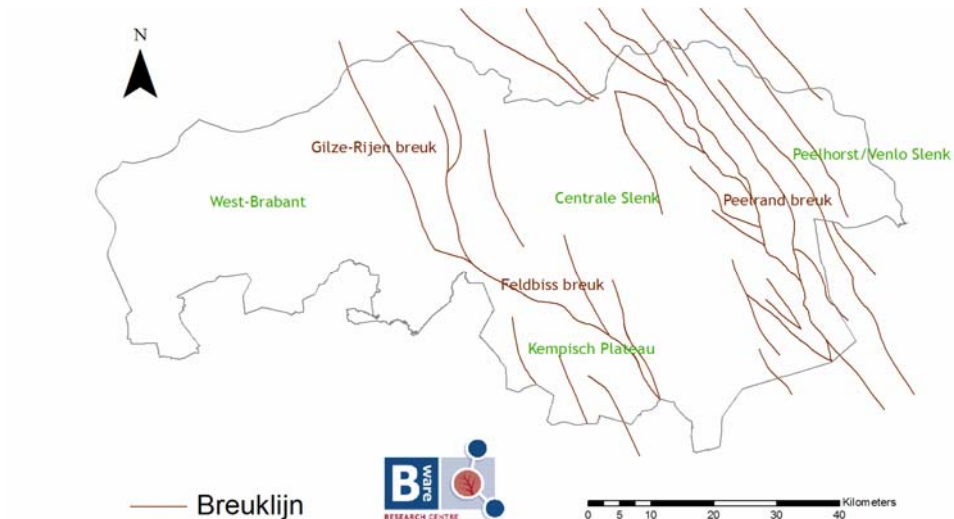
Door het afwisselend stijgen en dalen van de zeespiegel werden verschillende type lagen afgezet. Tijdens de eerste regressie van de zeespiegel ontwikkelde zich op grote oppervlakten van de Pleistocene afzettingen het basisveen. Hierna volgde een periode van transgressie van de zee waarin fijn zand en klei werd afgezet, de afzettingen van Calais. Tijdens een periode van regressie werd het Hollandveen gevormd, waar overheen de afzettingen van Duinkerke kwamen te liggen, bestaande uit een kleidek. Tezamen vormen deze afzettingen de *Westland Formatie*.

Het hoogveen van de Deurnese peel en Groote Peel dat zich vanaf het Laat-Glaciaal in de laaggelegen gebieden en op waterscheidingen op de pleistocene zandgronden heeft gevormd, door een zeer laag doorlaatvermogen van de bodem, wordt tot de *Formatie van Griendtsveen* gerekend. Door turfwinning is er van deze oorspronkelijk over grote oppervlakte voorkomende formatie nog maar weinig overgebleven. De formatie bestaat voornamelijk uit, bosveen, rietveen, zeggeveen en gyttja. Ook de afzettingen van de *Formatie van Singraven* zijn in het Laat-Glaciaal begonnen. Deze afzettingen zijn gesitueerd in beekdalen en laaggelegen gebieden. Het sediment bestaat uit zand, kleilig zand, zandige klei en veen en wordt beekleem genoemd. De formatie kan een dikte van meer dan 10 meter bereiken maar zijn doorgaans dunner.

De *Formatie van Betuwe* omvat fluviatiele sedimenten die door de grote rivieren in het Holoceen zijn afgezet. De formatie bestaat uit een afwisseling van zand en klei, waartussen lokaal veenlaagjes voorkomen. De komafzettingen worden naar het westen toe steeds veniger en de stroomgordelafzettingen fijnkorreliger. De dikte van de formatie bedraagt zelden meer dan 10 meter. Vanaf de 12^{de} eeuw wordt mede onder invloed van de mens de *Formatie van Kootwijk* afgezet. De formatie omvat stuifzanden die met name zijn afgezet op sedimenten die behoren tot Formatie van Twente. De dikte van de laag kan plaatselijk meer dan 10 meter bedragen. De formatie bestaat uit zeer fijn tot matig fijn zand. De vuilgrijze kleur duidt op zand van podzolgronden en oud akkerland en op stilstandsperioden (Hobma *et al.* 1993; Bakker & Locher 1990).

4.1.2 Breuken en geohydrologische delen

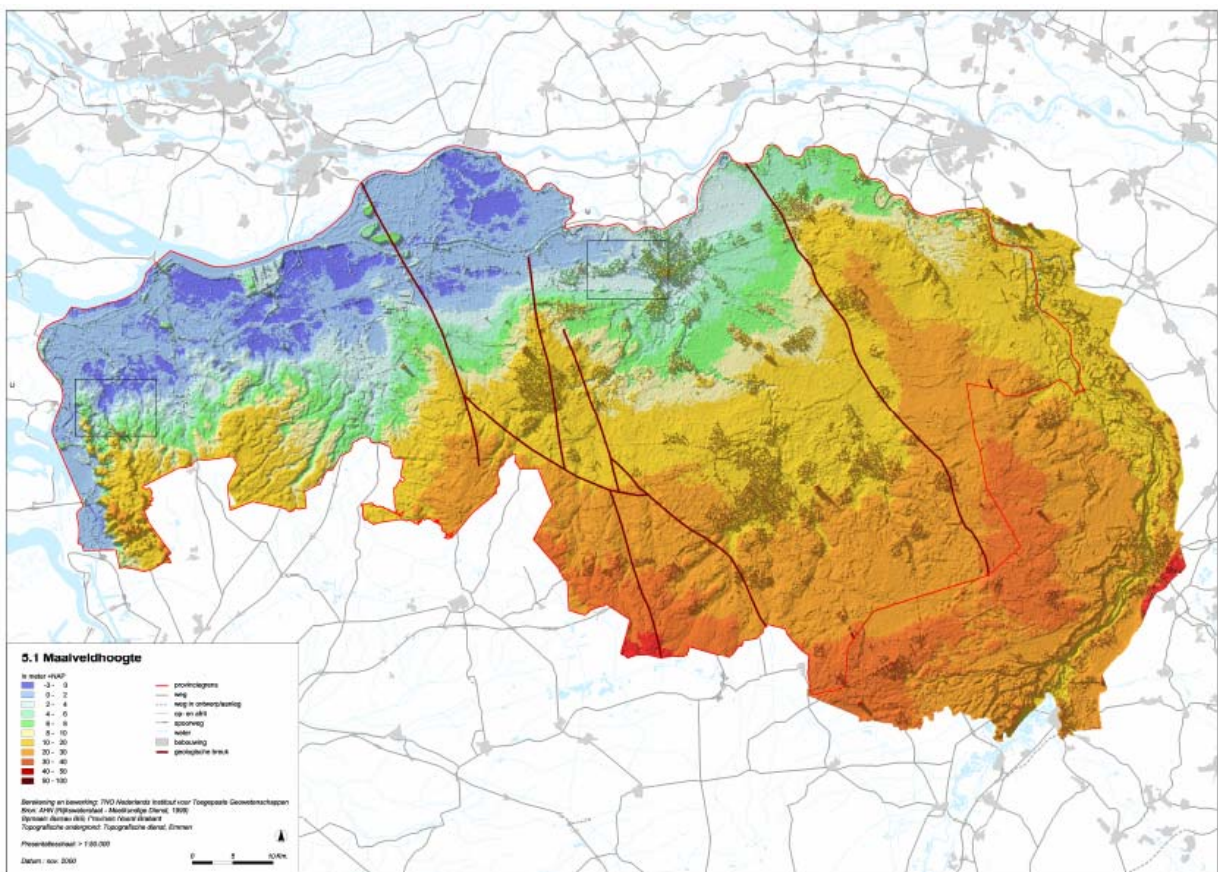
In Noord-Brabant zijn de belangrijkste breuken de Gilze-Rijenbreuk, de Feldebiss en de Peelrandbreuk (Figuur 4.2). Deze breuken zijn in het Kwartair actief en hebben geleid tot verticale verschuivingen in het bodemprofiel. De delen die daardoor lager zijn komen te liggen worden aangeduid met slenk en de hooggelegen delen met horst. In Noord-Brabant kan er een onderverdeling in vier tektonische, hydrogeologische deelgebieden worden gemaakt, te weten (1) westelijk Noord-Brabant, (2) het Kempische Plateau, (3) de centrale Slenk en (4) de Peelhorst/Venlo Slenk (Rozemeijer *et al.* 2005).



Figuur 4.2 Weergave van breuklijnen (bruin) en de tektonische en hydrologische indeling (in groen aangegeven) van Noord-Brabant (© Provincie Noord-Brabant).

De aanwezigheid van de breuksystemen heeft geleid tot verschuivingen in het bodemprofiel, waardoor lokale barrières zijn ontstaan. Grondwater kan op dit soort plekken kwellen. De aanwezigheid van de breuklijnen kan echter ook tot gevolg hebben dat het grondwater beter kan doorstromen, doordat het in een bodemlaag terecht komt waar de doorlatendheid hoger is (Meinardi *et al.* 2005).

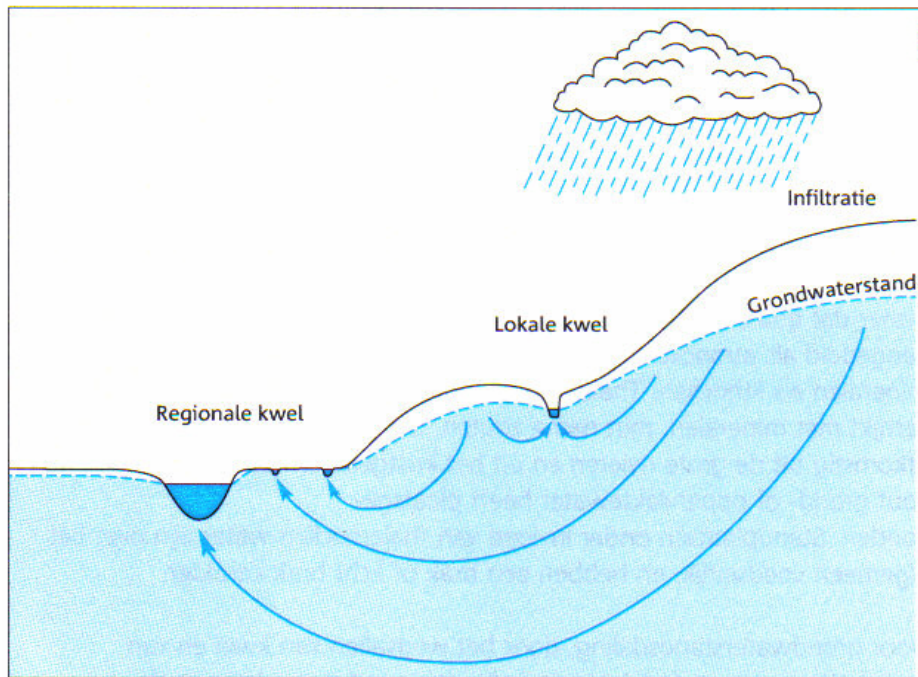
Noord-Brabant is een zuidoost-noordwest gericht dalingsgebied. Dit houdt in dat het oosten van Noord-Brabant hoger is gelegen dan het westen en dat in alle deelgebieden het zuiden hoger is gelegen dan het noorden (Figuur 4.3).



Figuur 4.3 Hoogtekaart (maaielveldhoogte) van Noord-Brabant (AHN).

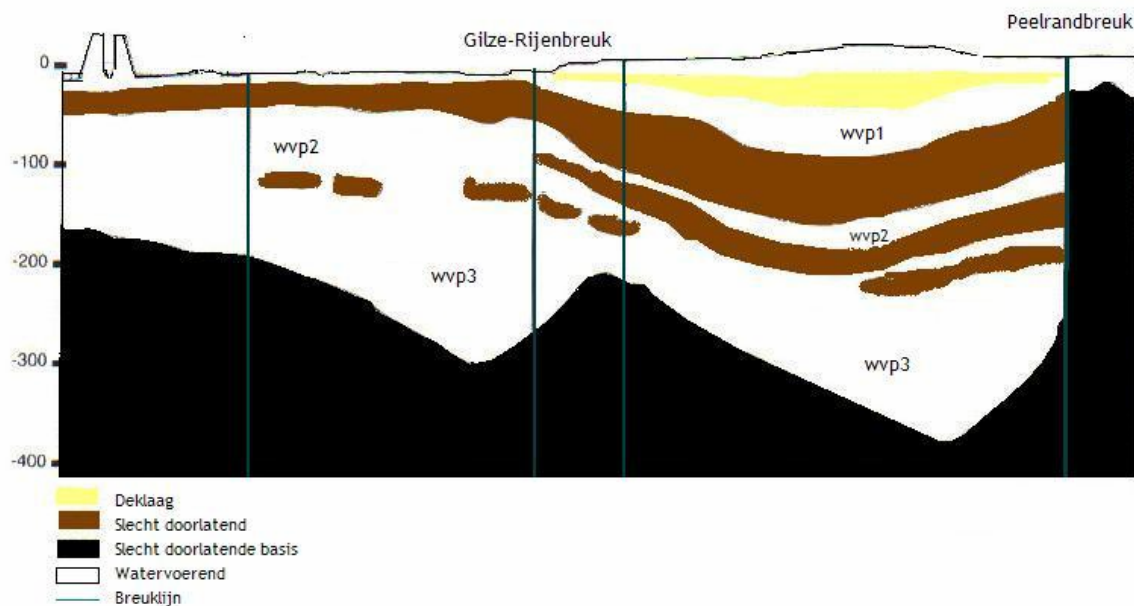
4.2 Grondwaterstromen en kwel

Water stroomt in principe van hooggelegen delen naar laaggelegen delen. De weerstand die het water tijdens de de stroming in de ondergrond tegenkomt, bepaalt de richting en snelheid van de stroming. In hooggelegen gebieden treedt vooral infiltratie van regenwater op (Figuur 4.4). Grondwater kan alleen kwellen op plaatsen waar de stijghoogte boven de grondwaterstand uitkomt. Wanneer grondwater een beperkte afstand in de bodem heeft afgelegd, wordt dat lokale kwel genoemd en bij een lange afstand regionale kwel (zie ook par. 4.3).



Figuur 4.4 Schematische weergave van grondwaterstromingen. Op hoger gelegen delen infiltreert water om na bodempassage in de lagere delen te kwellen (Runhaar et al. 2000).

Zoals in de vorige paragraaf is vermeld, vormt de Formatie van Rupel (Boomse klei) de hydrologisch basis in de provincie Noord-Brabant. Boven de Boomse klei vindt er tussen de verschillende afzettingen transport plaats van grondwater. De watervoerende pakketten worden gescheiden door slecht doorlatende kleilagen. De afzettingen boven de Boomse klei vallen grofweg in drie watervoerende pakketten te onderscheiden (Figuur 4.5). Het derde watervoerende pakket bestaat uit grove en fijne mariene zanden afkomstig uit de Formaties van Breda en Oosterhout. Het tweede watervoerende pakket bestaat uit fluviaatiele afzettingen, te weten de grove sedimenten van de Formatie van Kreftenheye en de fijne zanden van de Formaties van Twente en Sterksel (westelijk Noord-Brabant). Het eerste watervoerende pakket bestaat uit grove zanden van de Formaties van Veghel en Sterksel (midden en oostelijk Noord-Brabant). Boven het eerste watervoerende pakket ligt in het oosten van Noord-Brabant de Nuenen-groep.



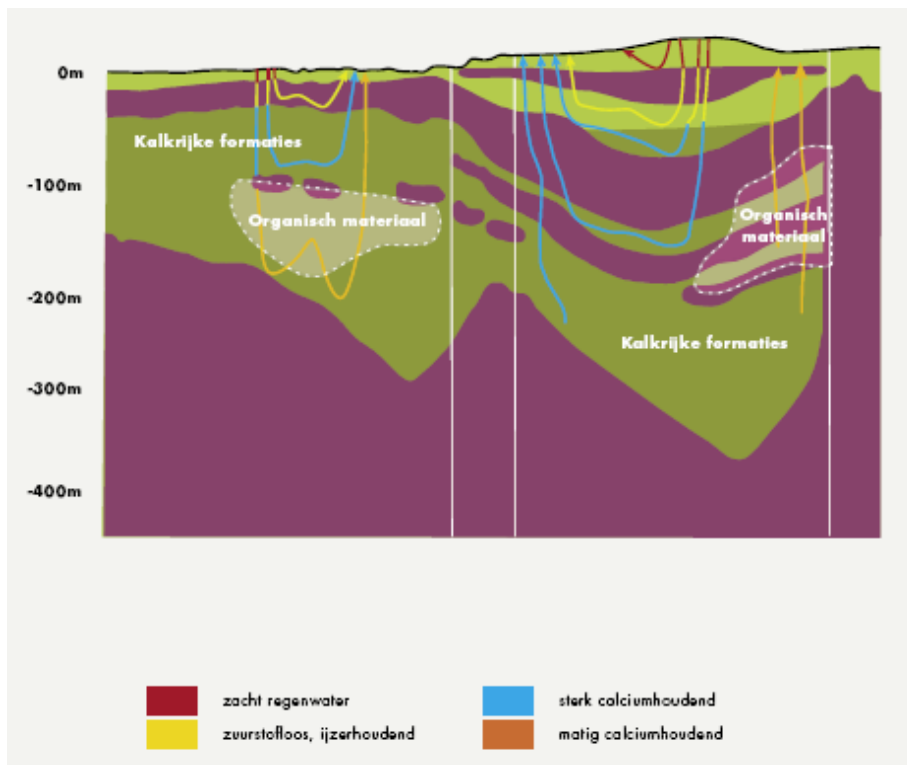
Figuur 4.5 Dwarsdoorsnede van het bodemprofiel van Noord-Brabant (naar Meinardi et al. 2005).

4.3 Grondwaterstroming en chemische samenstelling

Tijdens de stroming van grondwater vindt opname van ionen plaats die voor de specifieke samenstelling van het grondwater zorgen. Welke ionen dat zijn is afhankelijk van een groot aantal factoren, te weten: chemische samenstelling van het regenwater, droge depositie, bodemeigenschappen, begroeiing, klimaatsafhankelijke indampfactor, geochemische samenstelling van de ondergrond en koolzuurproductie in de ondergrond (Peereboom *et al.* 2000).

Regenwater dat infiltreert, is relatief arm aan ionen en van nature een beetje zuur (pH 5,5). In de tweede helft van de vorige eeuw is het regenwater zuurder geworden door emissies van S- en N-verbindingen. Door de terugdringing van deze zogenaamde zure regen is de pH van het regenwater in de laatste 10-15 jaar weer wat gestegen. Wanneer regenwater een (zeer) beperkte tijd in de bodem doorbrengt, zal dit water slechts in beperkte mate worden beïnvloed door bodemprocessen. Het kwelwater van dit type (lokale kwel) heeft een regenwaterkarakteristiek en kan eventueel verontreinigd zijn door antropogene invloeden in de bovenste bodemlaag (Figuur 4.6). Soms is dit lokale kwelwater toch licht aangerijkt met basische kationen, bicarbonaat en CO_2 door aanwezige leem- of veenlagen. Systemen die door dit type grondwater (lokale en bovenlokale kwel) worden gevoed, zijn onder andere hoogvenen, zure en zeer zwakgebufferde vennen, soortenrijke natte heide en natte heischrale graslanden (Bakker & Locher 1990).

Wanneer grondwater naar de diepere lagen uitzakt en de Kedichem-Tegelen laag passeert of de kalkloze delen van de Nuenen-deklaag wordt het gereduceerd, waarbij zuurstof en nitraat verdwijnen en o.a. ijzer in oplossing komt (Peerenboom *et al.* 2005). Op deze wijze ontstaat ijzerrijk grondwater, dat ook kan ontstaan daar waar glauconietrijke lagen aanwezig zijn. Wanneer grondwater een langere tijd (regionaal grondwater) door verschillende lagen in de bodem stroomt, is de kans groter dat het grondwater verrijkt wordt met koolzuurgas (CO_2) en dat het grondwater langs kalkhoudende lagen stroomt. Door het koolzuur lost calciet (CaCO_3) op, waarbij Ca^{2+} en HCO_3^- worden gevormd. Door het passeren van kalkhoudende lagen wordt het grondwater steeds rijker aan Ca^{2+} en HCO_3^- . Deze stoffen worden meegenomen naar de kwelplek. Wanneer dit kwelwater (rijk aan Ca^{2+} en HCO_3^-) de bodem bereikt, ontstaat een gebufferde en kationenrijke natte situatie.



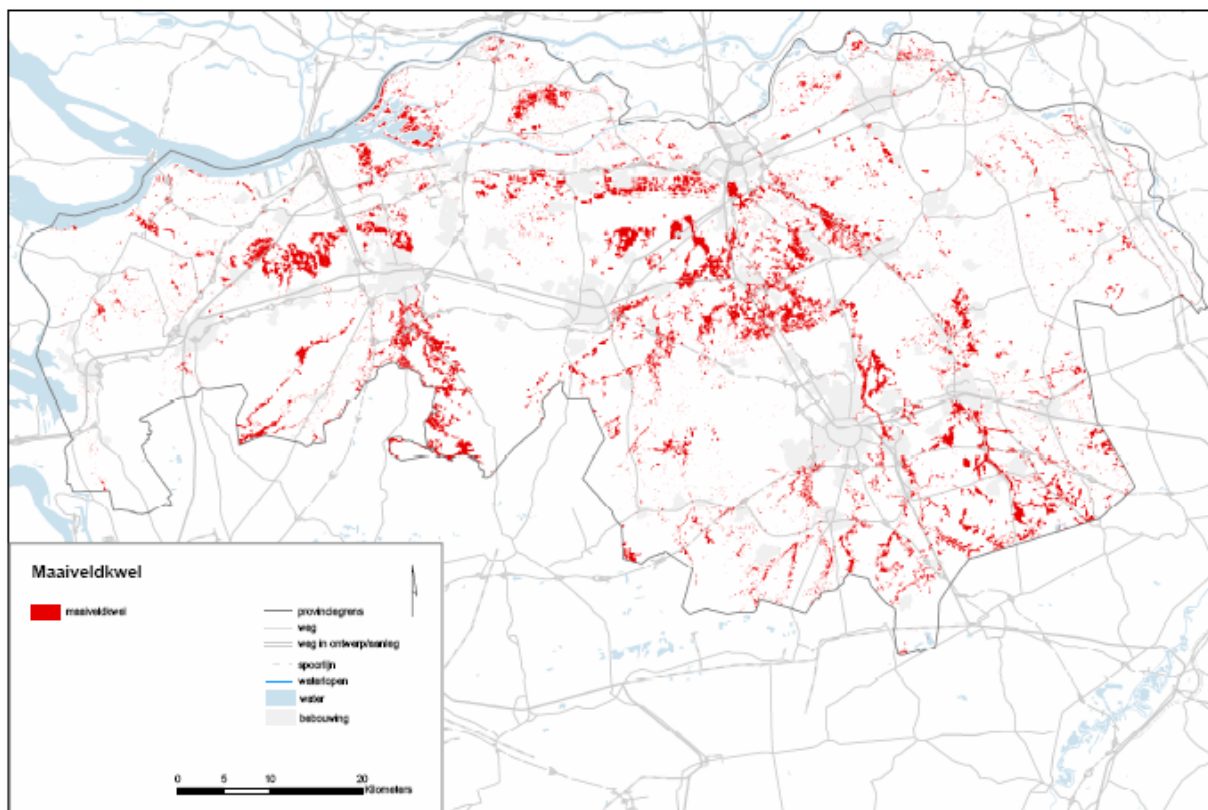
Figuur 4.6 Verloop van grondwaterkwaliteit van ondiepe en diepe kwel in de bodem (bron: provincie Noord-Brabant).

Nog een ander verschijnsel wat van belang is voor begrip rondom de waterkwaliteit is dat in droge periodes waarin sprake is van een lage, stabiele basisafvoer, de waterkwaliteit vooral wordt bepaald door regionaal kwelwater. In natte periodes wordt de afvoer bepaald door snelle componenten vanuit sloten, greppels en drains die het bovenste deel van het grondwater afvoeren. De kwaliteit hiervan is meestal slechter dan juist genoemd regionaal kwelwater (Rozemeijer *et al.* 2005).

4.4 Kwel in het maaiveld

Grondwaterstanden worden vaak door de mens beïnvloed en ingesteld op een bepaalde hoogte om activiteiten (b.v. landbouw) te ondersteunen. Hierdoor worden grondwaterstromen beïnvloed en komt kwelwater lang niet altijd meer aan het maaiveld ondanks soms hoge kweldruk. In figuur 4.7 staan de gebieden in Noord-Brabant aangeduid waar kwel wel het maaiveld kan bereiken.

Beïnvloeding van de bovenste bodemlaag door kwalitatief goede kwel is essentieel om natuurwaarden te herstellen. De aanvoer van bicarbonaat, basische kationen en/of ijzer via kwelwater kan de heersende situatie ten positieve beïnvloeden en geschikt maken (of houden) voor kenmerkende soorten uit kwelmilieus die nu veelal sterk zijn achteruitgegaan.



Figuur 4.7 Kwel in Noord-Brabant tot aan het maaiveld (© Provincie Noord-Brabant).

4.5 Grondwatertype in natte natuurparels

In hoofdstuk 4.2 is beschreven dat regenwater op hoger gelegen delen van het landschap infiltreert en dat dit water na een korte (lokaal en bovenlokaal) of lange (regionaal) tijd (kwelstroom) in een vaak lager gelegen deel kwelt. Met name regionaal grondwater kan een positieve uitwerking hebben op natuurwaarden. Noord-Brabant valt in te delen in drie categorieën, te weten: intermediair/infiltratie, lokaal grondwater (ondiepe kwel) en regionaal grondwater (diepe kwel). In de eerste categorie vallen gebieden waar regenwater infiltreert en gebieden waar afwisselend infiltratie en lokale kwel voorkomt. Verder moet worden opgemerkt dat bij de laatste 2 categorieën gebieden voorkomen die soms maar voor een klein deel gekenmerkt worden door kwel en dat zich in het overige deel van het gebied intermediaire of infiltrerende situaties voordoen.

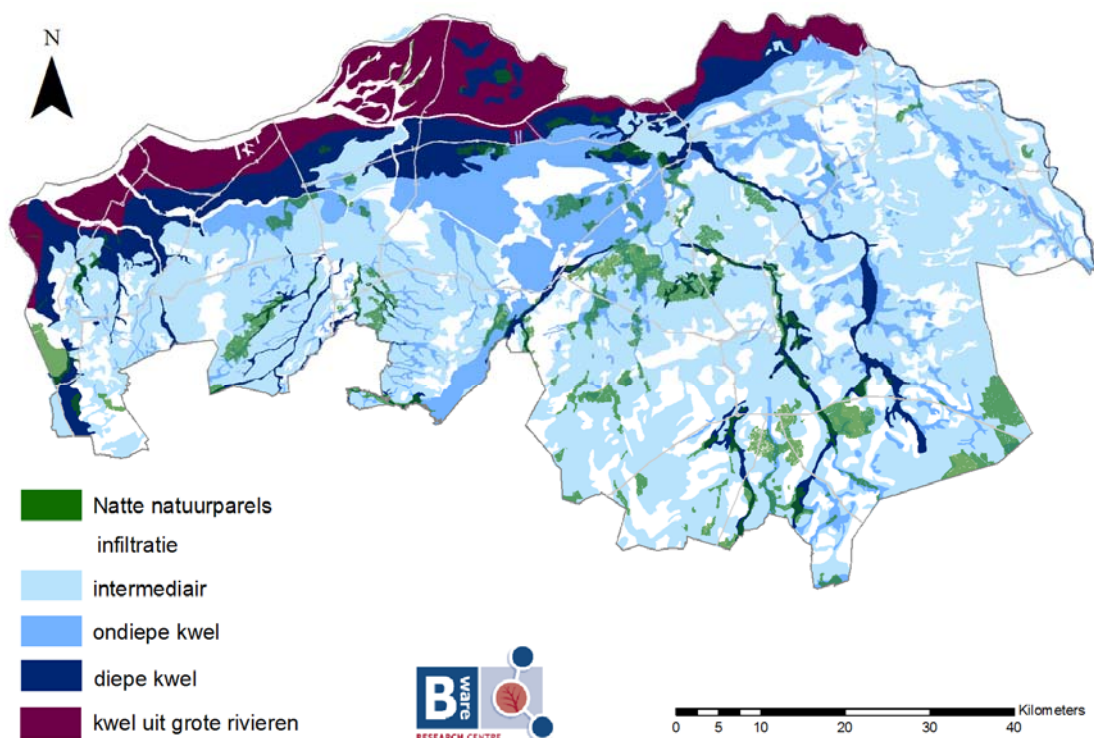
Een groot deel van Noord-Brabant valt in te delen in de categorie intermediair/infiltratie. De volgende natte natuurparels komen voor in deze delen: Groote Meer, Diessensche heide, De Utrecht, Netelsche heide, Het Goor, Reuselse Moeren, Groote Beerze, Witrijt, Cartierheide, De Goorloop, Beekloop/Keersop, Strabrechtse heide, Belevense loop, Groote Peel, Deurnese peel, Het Zinkske, Heitraksche Peel, De Geelders, De Vilt. Deze gebieden liggen vaak in hoger gelegen delen van het landschap, waar grotendeels infiltratie plaatsvindt. Het aanwezig zijn van slecht doorlatende lagen, zoals keileem zorgt ervoor het regenwater niet kan wegzakken en creëert natte plekken. Op deze natte plekken kunnen vennen en ander type natuur zich goed ontwikkelen. Het type grondwater dat daar is te vinden zal hoogstwaarschijnlijk een regenwaterkarakteristiek hebben.

Gebieden waar kwel uit lokale en bovenlokale grondwaterstromen afkomstig is, zijn te vinden in de volgende natte natuurparels: deel van de beek in Turfvaart/Bijloop, De Berk, Strijpen, Kelsdonk, Zwermilaken, Weimeren, Rooskensdonk, Lage Vuchtpolder, Binnenpolder van Terheijden, Ulvenhoutse Bosch, Dommeldal, Helvoirtsche broek, Brokkenbroek, Zandleij, De Brand, Leemkuilen, enkele delen Kampina, Lei/Rechte heide,

Moergestelsbroek, De Baest, Tongelreep, Hoge Raam, Wijstgronden Uden, klein deel van het Leenderbos, Landschot/Kuikeindsche heide, Buulder Aa, Budel, Hoge Raam, stukje van Molenbroek.

In de volgende natte natuurparels kwelt regionaal grondwater: Halstersche laag, Krekensysteem de Beek, Oudland, Noordpolder Ossendrecht, deel van de beek in Turfvaart/Bijloop, De Matjens, De Worp, Stijbeek, Chaamse beek, Boven Markdal, Zonzeel, Langstraat, Hooibroeken, Vlijmensch Ven, De Moerputten, Bossche broek, De Geelders, Dommeldal, enkele plekken in Velderbosch/De Mortelen, Urkhovense zegge, Poppelse Leij, Roversche heide, Rundal, Malpiebeemden, Stijper Aa, Tongelreep, beek langs Strabrechtse heide, Oude Gooren, Aa bij Helmond, Sang & Goorkens, klein deel van het Wijboschbroek (Figuur 4.8).

In de natte natuurparels waar regionale kwel wordt aangevoerd kan er buffering plaatsvinden doordat het grondwater calciumrijk is. Daarnaast bevat dit type grondwater vaak geen verontreinigde stoffen. In natte natuurparels met regionale kwel is de kans op herstel groter dan wanneer het gebied wordt gevoed door lokale en bovenlokale kwel. De kans dat het grondwater verontreinigingen bevat is dan aanzienlijk groter, zeker als het infiltratiegebied in agrarisch gebied ligt. Helaas is het echter zo dat in een deel van deze gebieden kwelwater nu niet in staat is om het maaiveld te bereiken (Figuur 4.7).



Figuur 4.8 Weergave van natte natuurparels binnen infiltratie- intermediair en kwelgebieden in Noord-Brabant (© Provincie Noord-Brabant).

4.6 Algemene grondwaterkwaliteit in Noord-Brabant

In deze paragraaf worden enkele grondwaterparameters in Noord-Brabant beschreven die van ecologisch belang zijn. Met name antropogene invloeden zoals het gebruik van mest op akkers in de jaren '70 en '80 en de intensieve uitstoot van gassen door verkeer dragen bij aan de verrijking van fosfaat, nitraat en sulfaat het grondwater. De toevoeging van deze stoffen zorgt voor een verlaging in de pH. In de Quicksan van TNO (Rozemeijer *et al.* 2005) wordt op basis van een aantal metingen, die representatief zijn voor een homogeen

gebiedstype, uitspraken gedaan over de pH, nitraat, fosfaat en sulfaat in het bovenste (0-5 m - mv), ondiepe (5-15 m - mv) en het diepe (15-40 m - mv) grondwater van Noord-Brabant. De resultaten van de quikscan worden hier behandeld. De waarden zijn allen gemiddelden.

4.6.1 Calcium

De hoeveelheid calcium dat wordt aangevoerd, is bepalend voor de buffercapaciteit. In West-Brabant passeert regionale kwel een pakket dat mariene schelpen bevat en is daardoor calciumrijk ($\pm 1000 \mu\text{mol/l}$ (40 mg/l)). Halsteren vormt hierop een uitzondering, omdat tot op ongeveer 80 meter diepte de mariene afzettingen zijn geërodeerd en opgevuld met kalkarme rivierafzettingen. Kwelwater dat afkomstig is uit de diepe Oosterhout-afzettingen bevat hogere calciumgehalten tussen $\pm 2000\text{-}3000 \mu\text{mol/l}$ (80-120 mg/l). Dit kweltype wordt op verschillende plekken plaatselijk in beekdalen aangetroffen. Op het Kempisch Plateau kwelt op enkele plekken lokaal water, wat relatief zuur is en lage calciumgehalten bevat. In een enkele rivierdal kwelt regionaal grondwater dat calciumrijk is ($\pm 1000 \mu\text{mol/l}$ (40 mg/l)). In de Centrale Slenk is regionale kwel ook altijd calciumrijk ($\pm 1000 \mu\text{mol/l}$) met plaatselijke uitzonderingen op de grens met Limburg. Op deze plekken is het middeldiepe pakket (Formatie van Sterksel) bijna volledig ontkalkt. Tussen de Peelrandbreuk en de rivier de Aa kan kwel met hoge calciumgehalte ($\pm 3000 \mu\text{mol/l}$ (120 mg/l)) worden aangetroffen. Op de Peelhorst/Venlo Slenk is het freatische watervoerende pakket grotendeels ontkalkt en bevat daarnaast antropogeen beïnvloed water. Op enkele plaatsen o.a. de wijstgronden komt calciumrijke kwel ($\pm 1000 \mu\text{mol/l}$ (40 mg/l)) voor, doordat deze gebieden worden gevoed door regionale kwel. In het poldergebied is de kwel altijd calciumrijk (Peerboom et al. 2000).

4.6.2 pH

In het bovenste grondwater liggen de gemiddelde pH's bijna overal onder de 5 (exclusief de kleigronden, geen data aanwezig) In het ondiepe grondwater ligt de pH over het algemeen tussen de 5 en 6. Enkele poldergebieden in het noorden van Noord-Brabant kennen een pH tussen de 6 en 7. Rondom de Brabantse Wal en in enkele stroomgebieden in het zandige deel van Brabant ligt de gemiddelde pH lager dan 5. In het diepe grondwater ligt de pH in de kleigronden en enkele stroomgebieden in de Centrale Slenk tussen de 6 en 7. In het overige deel van Noord-Brabant wordt het diepe grondwater gekenmerkt door een pH tussen de 5 en 6. Het voorkomen van een lage pH kan over het algemeen in Noord-Brabant gekoppeld worden aan een hoge ligging en Kd-waarde. Dit zorgt voor een sterke infiltratieflux, waardoor verzurende neerslag en bemestingsstoffen diep in de bodem kunnen doordringen. Deze gebieden bestaan met name uit zand, dat weinig reactief is. Pas als het grondwater de diepere lagen bereikt kan er buffering optreden (Rozemeijer et al. 2005).

4.6.3 Nitraat

De nitraat-N-concentratie in het bovenste grondwater is in de meeste gebieden hoger dan $785 \mu\text{mol/l}$ (11 mg/l) (Bijlage 1.2). De Brabantse Wal kent een iets lagere concentratie. Het ondiepe grondwater op de kleigronden kent een nitraat-N-concentratie die lager is dan $314 \mu\text{mol/l}$ (4,4 mg/l). In het zandige gedeelte komen concentraties voor tussen de 314 en $785 \mu\text{mol/l}$ (4,4-11 mg/l). Op enkele plaatsen zijn de concentraties zelfs hoger. De nitraat-N-concentraties zijn het sterkst verhoogd op de Peelhorst en in de zuidelijke delen van Noord-Brabant. Dat in deze gebieden het effect van bemesting het sterkst is, wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de hogere ligging, grote doorlatendheid, en de lage reactiviteit van de ondergrond. In het diepe grondwater komen lage nitraat-N-concentraties voor ($<157 \mu\text{mol/l}$ (2,2 mg/l)). Dat in het diepe grondwater de

stikstofconcentraties lager zijn dan in het ondiepe grondwater wordt veroorzaakt door denitrificatie door oxidatie van organisch materiaal en pyriet (Rozemeijer *et al.* 2005).

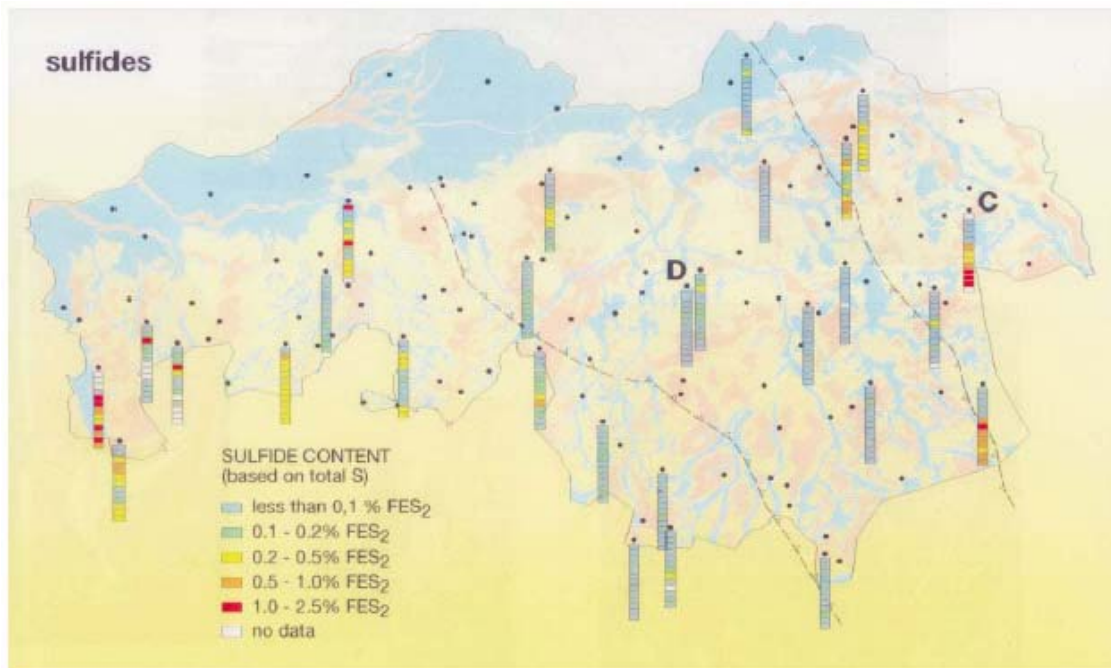
4.6.4 Fosfaat

In het bovenste grondwater liggen de fosfaatconcentraties voor het grootste gedeelte van alle stroomgebieden tussen de 1,58 en 7,90 $\mu\text{mol/l}$ (0,15-0,75 mg/l) (Bijlage 1.3). In het ondiepe grondwater valt er een onderverdeling te maken in zuid, midden en noord. In het zuiden zijn de fosfaatconcentraties lager dan 1,58 $\mu\text{mol/l}$ (0,15 mg/l). In het midden, het noordelijk deel van het zandgebied liggen de concentraties tussen de 1,58 en 3,16 $\mu\text{mol/l}$ (0,15 -0,30 mg/l). In het kleigebied zijn de fosfaatconcentraties hoger dan 3,16 $\mu\text{mol/l}$ (0,30 mg/l) en lager dan 7,90 $\mu\text{mol/l}$ (0,75 mg/l). Hierbij moet rekening worden gehouden met het feit dat het meetnet in de kleigebieden beperkt is, waardoor er een zekere onzekerheid ontstaat. Over het algemeen kan worden gesteld dat de fosfaatconcentraties in het grondwater lager zijn in de infiltratiegebieden dan in de kwelgebieden (Rozemeijer *et al.* 2005).

4.6.5 Sulfaat en ijzersulfide

In het zuiden van de zandgronden zijn de sulfaatconcentraties in het bovenste grondwater lager dan 781 $\mu\text{mol/l}$ (75 mg/l) (Bijlage 1.4). In het noorden van het zandgebied liggen de concentraties tussen de 781 en 1562 $\mu\text{mol/l}$ (75-150 mg/l). Van het kleigebied zijn niet genoeg data aanwezig. In het ondiepe grondwater liggen de concentraties bijna overal in Noord-Brabant tussen de 781 en 1562 $\mu\text{mol/l}$ (75-150 mg/l), alhoewel op de kleigronden concentraties kunnen oplopen tot 3904 $\mu\text{mol/l}$ (375 mg/l). In het noordwesten en in het zuidelijk deel van de Centrale Slenk zijn de concentraties lager dan 781 $\mu\text{mol/l}$ (75 mg/l). De concentratie in het diepe grondwater zijn lager (< 781 $\mu\text{mol/l}$ (75 mg/l)). In delen in het westen en op de Centrale Slenk komen hogere concentraties voor als gevolg van het dieper doordringen van het vermessingfront. Dat de sulfaatconcentraties in het ondiepe grondwater hoger zijn dan in het bovenste grondwater is het gevolg van sulfaatbelasting door de landbouw in de jaren '60. Het grondwater wat toen infiltreerde bevindt zich nu op deze diepte.

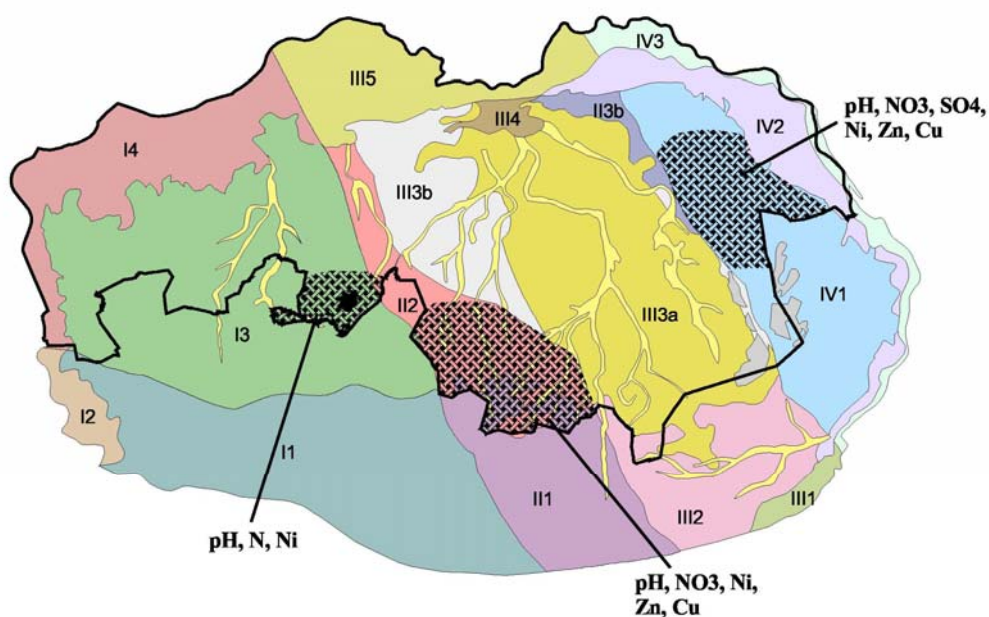
In Noord-Brabant is het voorkomen van ijzersulfiden in de ondiepe sedimenten in met name het westen en het uiterste oosten vrij hoog (Figuur 4.9). In gebieden waar veel ijzersulfiden en nitraat in de ondergrond aanwezig zijn, komt pyrietoxidatie voor. Pyrietoxidatie is de omzetting van nitraat met ijzersulfiden. Bij de afbraak van nitraat door pyrietoxidatie wordt onder andere sulfaat gevormd. Dit wordt bevestigd doordat lage nitraatconcentraties vaak samen met hoge sulfaat- en nikkelconcentraties worden aangetroffen (Broers 2003; par. 3.3.4.1). Verhoogde sulfaatconcentraties werken het vrijkomen van zware metalen, zoals nikkel en zink in de hand (Rozemeijer *et al.* 2005). De verrijking van het grondwater met sulfaat via dit proces is een indirect gevolg van de bemesting op landbouwgronden.



Figuur 4.9 Ijzersulfide-gehalte in de sedimenten (als % FeS_2) geassocieerd per 2 meter diepte interval uit 27 waarnemingsputten tot 26 m diep (Rozemeijer et al. 2005).

4.7 Risicogebieden

Het lijkt erop dat de invloed van vermeting en verzuring dieper in de ondergrond is doorgedrongen in een groot deel van de Peelhorst, het gebied ten zuidwesten van Eindhoven en het gebied rond Baarle Nassau dan in het overige deel in Noord-Brabant (4.10). De pH's zijn lager en sommige stofconcentraties hoger in deze gebieden dan verwacht. De oorzaken hiervan in de zone op de Peelhorst en de zone ten zuidwesten van Eindhoven zijn de grove rivierafzettingen en de hoge ligging, waardoor regenwater gemakkelijk infiltreert en verontreinigende stoffen mee de diepe in neemt. In het gebied rond Baarle Nassau is de hoge ligging waarschijnlijk de belangrijkste oorzaak van de hogere stofconcentraties en de lagere pH's.



Figuur 4.10 Zones met hogere stofconcentraties en lagere pH's dan op basis van het landgebruik, het bodemtype en de hydrologische situatie zou worden verwacht (bron: provincie Noord-Brabant).

4.8 Samenvatting

Hoofdstuk 4. Abiotische situatie in Noord-Brabant

In dit hoofdstuk is de geologische gelaagdheid en de geohydrologie van Noord-Brabant beschreven. Ook de breuken en slenken zijn hierbij aan bod gekomen. Lokale kwel wordt gedefinieerd als grondwater dat via het freatische pakket toestroomt. Regionale kwel is in Noord-Brabant afkomstig van onder de Formaties van Kedichem en Tegelen (geheel Noord-Brabant) en van onder de Nuenen-Groep (midden- en oost Noord-Brabant). Op veel plaatsen komt het kwelwater niet meer tot aan maaiveld, iets dat een beperking kan vormen voor het herstel van kwelgevoede ecosystemen. Waar het kwelwater nog wel aan of vlakbij het maaiveld kan komen, is weergegeven.

Regenwater dat infiltreert, is arm aan mineralen en heeft een licht zuur karakter. De laag dekzand waar het water in infiltreert, is geochemisch weinig reactief. Lokaal grondwater is qua samenstelling te vergelijken met regenwater. Wanneer grondwater door sterk antropogeen beïnvloede gebieden stroomt, kan lokaal grondwater verontreinigende, verzurende en vermestende stoffen bevatten. Regionaal grondwater is vaak schoon van verontreiniging en bevat veel ijzer, Ca en bicarbonaat.

Regionaal grondwater dat in Noord-Brabant kwelt is bijna altijd calciumrijk. De pH in het grondwater tussen de 0-40 m. -mv. is bijna overal in Noord-Brabant lager dan 6. De nitraat-N en fosfaatconcentraties zijn vrij hoog in het bovenste grondwater en neemt af in de diepere lagen. Sulfaat kent de hoogste concentraties tussen de 5-15 m. -mv. In het westen en uiterste oosten zijn de ijzersulfiden-gehalten in de ondiepe sedimenten hoog.

Doordat verzuring en vermesting in de drie risicogebieden (een groot deel van de Peelhorst, het gebied ten zuidwesten van Eindhoven en het gebied rond Baarle Nassau) dieper in het bodemprofiel voorkomen, kan het zijn dat er problemen ontstaan wanneer natte natuurparels in deze gebieden worden vernat.

Hoofdstuk 5 Grondwaterchemie in en rondom natte natuurparels

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de gevonden en gemeten gegevens betreffende de kwaliteit van het ondiepe grondwater in natte natuurparels in Noord Brabant beschreven. Deze gegevens zijn verzameld in de periode van juni tot en met december 2006. Er is gezocht naar chemische gegevens van freatisch - ondiep grondwater, in principe met filterdieptes tot maximaal 20 meter beneden maaiveld. Bij het verzamelen is vooral gezocht naar chemische gegevens van het ondiepe grondwater in natte natuurparels waarbij verschillende componenten zijn bepaald. Belangrijke kationen in het grondwater zijn Ca^{2+} , Na^+ , en K^+ . Het calciumgehalte geeft inzicht in de mate waarin het grondwater is verrijkt met mineralen en wordt gebruikt als indicator voor de hardheid van het water, wanneer deze niet rechtstreeks is gemeten. Ook is dit gehalte indicatief voor de ouderdom van het grondwater, mits directe bemestings- of bekalkingsinvloed kan worden uitgesloten. De hoeveelheid Na^+ en K^+ is van belang voor de (mogelijke) oplading van het kationuitwisselingscomplex van de bodem. De belangrijkste anionen waar naar gekeken is, zijn Cl^- , HCO_3^- en SO_4^{2-} . Buiten het kustgebied indiceert de aanwezigheid van Cl^- menselijk beïnvloeding, al moet opgemerkt worden dat nabij wegen ook verhoogde waarden kunnen worden aangetroffen (ook voor Na^+). Zoals eerder beschreven in dit rapport (Hoofdstuk 3) is HCO_3^- in staat om zuur te bufferen en is daarmee een maat voor buffering. SO_4^{2-} kan bij hoge grondwaterstanden aanleiding geven tot interne eutrofiëring. De voedselrijkdom wordt weergegeven aan de hand van NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} . De pH-waarde is van belang, omdat deze velerlei processen beïnvloedt.

5.1.1 Datavergaring

In eerste instantie zijn de (digitale) archieven van de Provincie Noord-Brabant, TNO, SBB, NM en BL doorzocht. Verder heeft Brabant Water rapporten van ecohydrologische systeemverkenningen en kwaliteitsgegevens toegestuurd. DLG heeft ook gegevens verstrekt. Daarnaast zijn tijdens het project de meest recente gegevens beschikbaar gekomen uit het provinciale meetnet verdroging en heeft het waterschap de Dommel gegevens van hun Quickscan beschikbaar gesteld. Verder is naar aanleiding van aanwijzingen van diverse personen gezocht naar overige rapporten met chemische gegevens en studentenverslagen van verschillende universiteiten. Met uitzondering van enkele gebieden zijn “recente” gegevens verzameld, waarbij de tijdsperiode van 1995 tot en met 2006 is aangehouden om de hoeveelheid data niet te klein te laten zijn. Op deze wijze is een digitaal databestand (EXCEL) opgebouwd waarin de (chemische) gegevens van net iets meer dan 440 grondwaterbuizen in of in de directe nabijheid van natte natuurparels zijn ingevoerd. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de grondwaterchemie van veel buizen lang niet al tijd voor alle componenten gemeten is.

5.1.2 Aanvullende metingen

Aangezien de gevonden hoeveelheid gegevens van grondwaterchemie nogal beperkt was, is tijdens het project besloten om aanvullende metingen uit te voeren in een selectie van bestaande ondiepe grondwaterbuizen in natte natuurparels. Aan de hand van de locaties van buizen in het Dino-loket (TNO) en van NM is bepaald op welke locatie er “actieve” peilbuizen staan die bemonsterd konden worden. Zo is een selectie van ca. 130 buizen opgesteld voor aanvullende chemische analyse. De meetafdeling van de Provincie Noord-Brabant en Brabantse Delta hebben in de periode oktober - begin december 2006 de grondwatermonsters verzameld. In de praktijk bleek dat bij een redelijk aantal gevallen (bijna 50 %) er toch geen buis aanwezig was, doordat buizen waren afgemaaid, afgeplagd, etc. In het veld is de pH gemeten en is de alkaliniteit bepaald. Waterschap Aa en Maas

heeft voor het gebied Sang en Goorkens monsters van 12 grondwaterstandsbuizen aangeleverd. In het gemeenschappelijk laboratorium van de Radboud Universiteit zijn met behulp van standaard technieken (TIC-bepaling, autoanalyser en ICP) de elementen en nutriënten gemeten door B-WARE bv.

5.1.3 Datapresentatie

In totaal zijn er 502 waarnemingen van grondwaterchemie in natte natuurparels in het Excel-databestand ingevoerd, waarvan 66 monsters door B-WARE zijn geanalyseerd. Van de parameters pH, NO_3^- , NH_4^+ , P, S, SO_4^{2-} , Alkaliniteit, HCO_3^- , Ca^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} , Cl^- zijn overzichtskaarten van Noord-Brabant gemaakt in Arc-GIS waarin de waarden in categorieën staan weergegeven. Wanneer op dezelfde locatie op meerdere dieptes monsters zijn genomen, is maar één van de waarden meegenomen in de kaart. Hierdoor en door het ontbreken van coördinaten bij sommige meetpunten en nog niet beschikbaar zijn van gegevens op het moment van de GIS-analyse (januari 2007) konden er totaal 449 punten gebruikt worden in de Arc-GIS weergave. Van sommige meetpunten zijn de coördinaten niet exact bekend, deze zijn met een speciaal symbool op de kaarten weergegeven. Van meer dan 90 % van de grondwatermonsters bevond zich de filterdiepte tussen 0,2 - 9 m diepte. Overigens is het aandeel van de zelf geanalyseerde locaties tussen de 20-30 % van de beschikbare gegevens per component. Aangezien op de overzichtskaarten voor de gehele provincie Noord-Brabant detail gegevens moeilijk zichtbaar te maken zijn (behalve natuurlijk via de shapefiles in Arc-Gis zelf) zijn voor de belangrijkste parameters (pH, NO_3^- , NH_4^+ , P, S, Ca^{2+} en Cl^-) uitvergroete kaarten gemaakt voor zeven deelgebieden (B t/m H). Om tot deze selectie te gekomen zijn de volgende criteria gebruikt: a) er moest in het betreffende gebied een aantal natte natuurparels aanwezig zijn waarvan een redelijk aantal gegevens betreffende grondwaterkwaliteit bekend was, en b) de deelgebieden moesten verspreid over Noord-Brabant liggen, zodat daardoor natte natuurparels met verschillende landschappelijke setting en natuurdoeltypen aan bod zouden komen. Uiteraard moest hierbij wel voldaan zijn aan criteria a. Hierdoor is bijvoorbeeld het Pompveld (slechts 3 meetgegevens) niet in een kaartdeel terechtgekomen. Tenslotte zijn nog 10 natte natuurparels meer in detail besproken om, naast de kwaliteit in grondwater, ook enig inzicht te geven in het (ecohydrologisch) functioneren van natte natuurparels.

5.2 Overzicht van grondwaterchemie in of bij natte natuurparels in Noord-Brabant

De gegevens betreffende de grondwaterchemie in natte natuurparels zijn voor de verschillende componenten (van pH tot Cl^-) per categorie voor de provincie Noord-Brabant in figuur 5.1 t/m 5.12 uitgezet (uitgezonderd Pompveld en Kornsche boezem). Tevens zijn voor de belangrijkste componenten frequentiediagrammen van de verdeling van het aantal waarnemingen over concentratiecategorieën vervaardigd (Figuur 5.13). Met deze frequentieverdelingen is snel een overzicht verkregen of hoge of lage waarden van een ion of element juist veel of weinig voorkomen in het databestand (en dus in het grondwater in natte natuurparels). De ruimtelijke verdeling van de verschillende componenten zal in deze paragraaf slechts vluchtig worden besproken, aangezien er voor deelgebieden met voldoende waarnemingen ook detailkaarten zijn vervaardigd (zie par. 5.3). Overigens, uit alle kaartbeelden komt direct naar voren dat er geen systematisch overzicht aanwezig is betreffende grondwaterchemie in natte natuurparels in de provincie Noord-Brabant. Voor een aanzienlijk deel van gebieden zijn geen of vrijwel geen gegevens bekend, terwijl voor ca. 15 natte natuurparels een redelijke hoeveelheid gegevens bekend zijn.

5.2.1 pH, calcium- en bicarbonaatgehalte

Er zijn van totaal 324 locaties pH-waarden van het grondwater gevonden. Zestig % van deze monsters heeft een pH boven de 6, terwijl maar 15 % zuur tot zwak zuur is ($\leq 5,0$). De

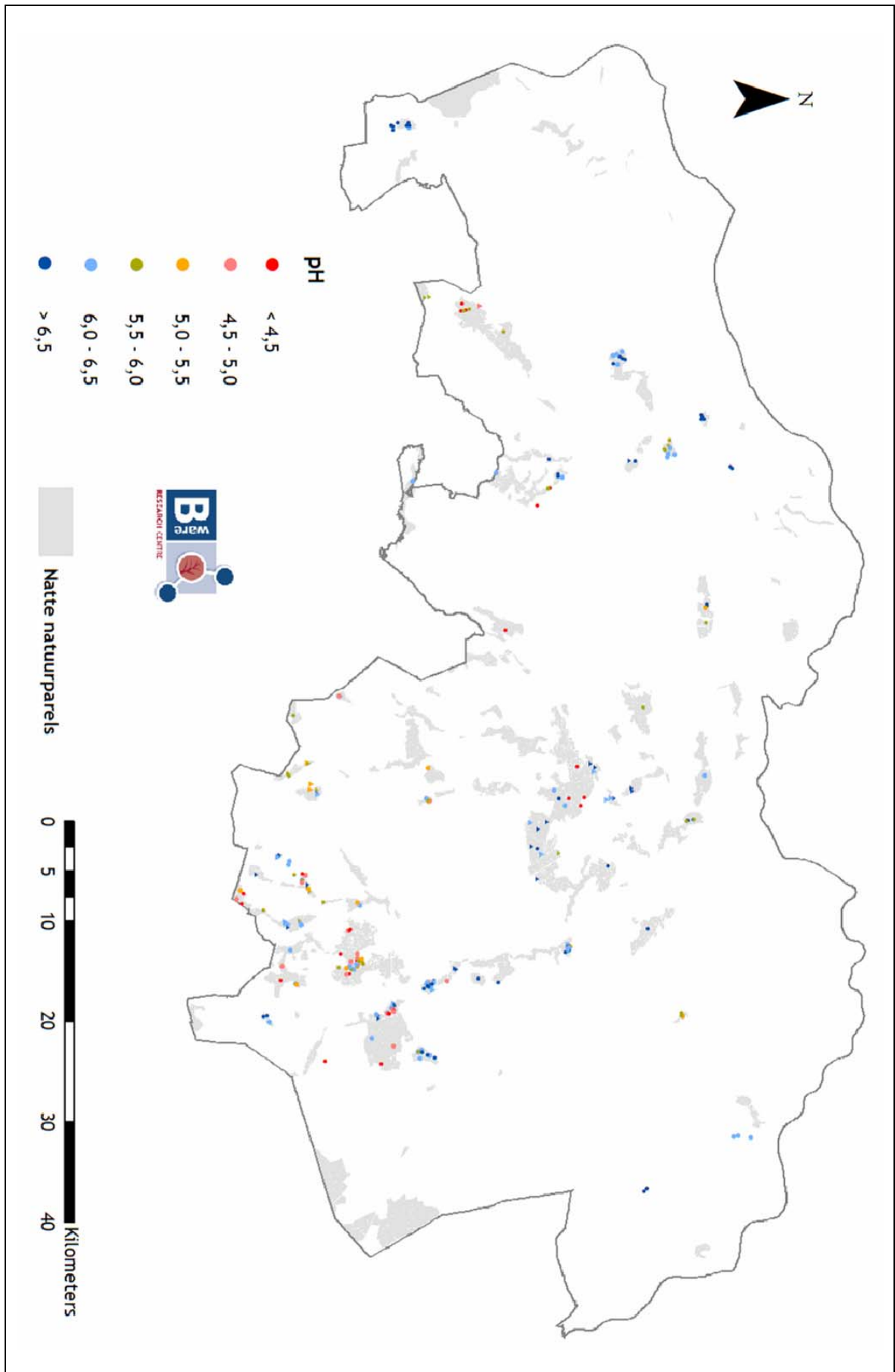
ruimtelijke verdeling (Figuur 5.1) is duidelijk geclusterd, locaties met lage pH komen dicht bij elkaar in enkele natte natuurparels voor. De frequentieverdeling van het bicarbonaatgehalte is min of meer normaal, met de meeste monsterpunten tussen de 250 - 1500 $\mu\text{mol/l}$ (15 - 92 mg/l), maar ook nog ruim 25 % van de locaties met lage waarden (\leq 250 $\mu\text{mol/l}$, 15 mg/l) en meer dan 30 % boven de 1500 $\mu\text{mol/l}$ (92 mg/l). Het ruimtelijk patroon is duidelijk gecorreleerd met de verschillende natte natuurparels (Figuur 5.8). De frequentieverdeling van het Ca-gehalte komt redelijk overeen met die van het bicarbonaatgehalte, met veel locaties in het intermediaire gebied, maar ook zijn hele lage concentraties (8 %, \leq 100 $\mu\text{mol/l}$ (4 mg/l)) en ook nog een bijna 30 % boven de 1200 $\mu\text{mol/l}$ (48 mg/l) aangetroffen. Het patroon over de verschillende natte natuurparels is zeker niet toevallig, maar duidelijk gerelateerd met de invloed van kalkrijke (diepe) kwel (Figuur 4.8).

5.2.2 Nitraat, ammonium, fosfaat (P)

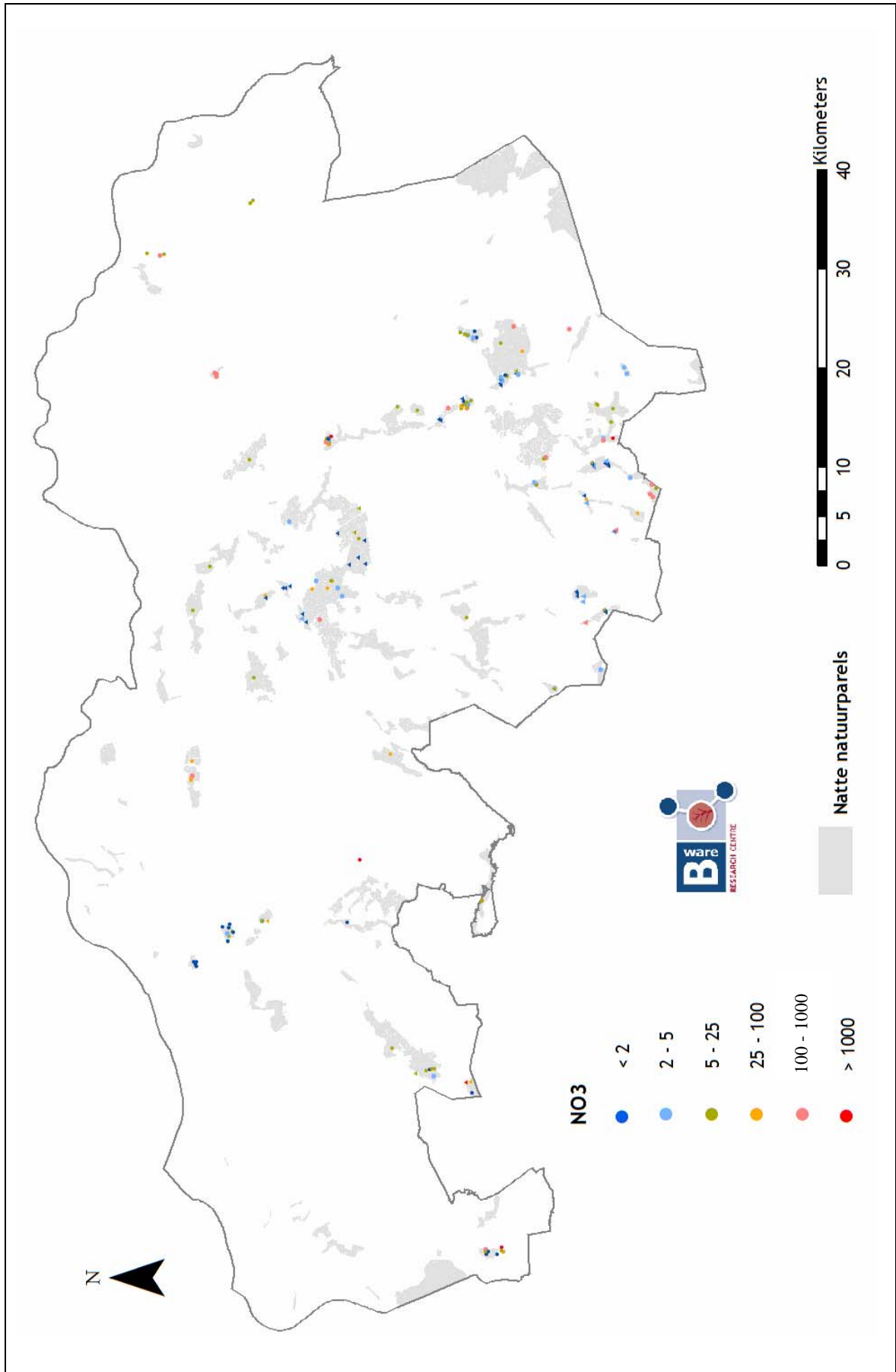
De nitraatgehalten in het ondiepe grondwater in natte natuurparels zijn relatief laag, meer dan 75 % van de 234 waarnemingen ligt onder de 25 $\mu\text{mol/l}$ (1,55 mg/l). Dit komt overeen met de gehalten die vroeger (voor 1950) algemeen waren in zandgebieden (STOM 1983) en ook onder de MTR-waarde. Echt hoge waarden komen in deze dataset niet veel voor, maar als ze voor komen zijn ze wel gegroepeerd in enkele natte natuurparels (Figuur 5.2). De gehalten van ammonium zijn laag (85 % < 100 $\mu\text{mol/l}$ (1,8 mg/l)). De wat hogere waarden worden verspreid over Noord-Brabant aangetroffen (Figuur 5.3). De P-waarden in het grondwater in of nabij natte natuurparels is laag in ca. 60% van de waarnemingen (< 2 $\mu\text{mol/l}$ (0,062 mg/l)). In 15 % is de fosfaatconcentratie licht verhoogd (2-5 $\mu\text{mol/l}$ (0,062-0,155 mg/l)). In 25% van de waarnemingen zijn de grondwaterconcentraties verhoogd tot ernstig verhoogd (>5 $\mu\text{mol/l}$; 0,155 mg/l), vooral gegroepeerd in enkele natte natuurparels (Figuur 5.4). Het is duidelijk dat in deze gebieden fosfaatdoorslag naar het grondwater is opgetreden.

5.2.3 Sulfaat (S), ijzer en overige ionen

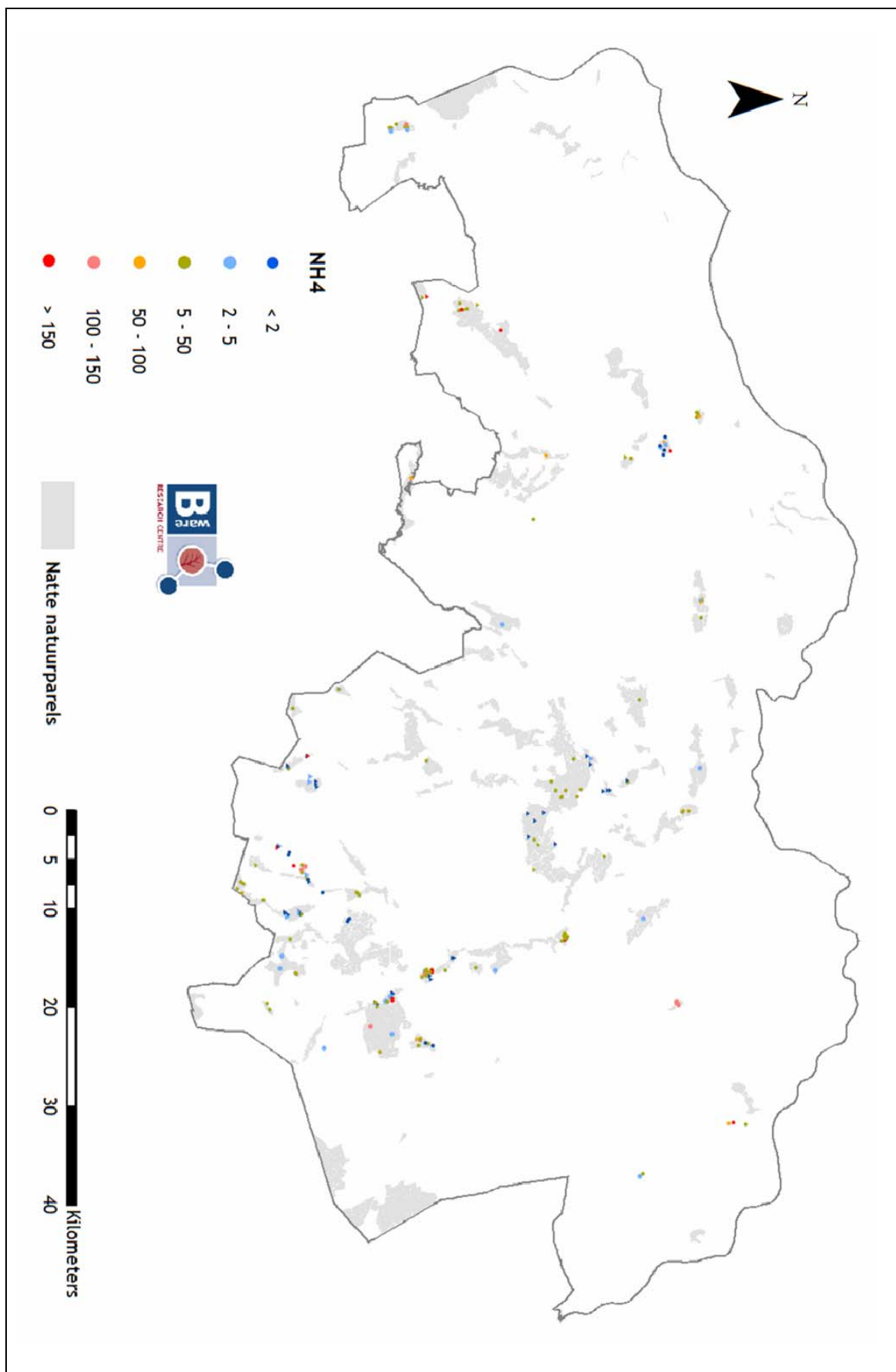
De sulfaatconcentraties (n=252) in het grondwater in en rond natte natuurparels zijn zeer gevarieerd, maar meer dan 55 % van de locaties hebben concentraties boven de 250 $\mu\text{mol/l}$ (24 mg/l), terwijl voor 1950 de waarden in zandstreken in Brabant (maar ook elders) tussen de 10 - 20 mg/l (104-208 $\mu\text{mol/l}$) bedroeg (STOM 1983) (Figuur 5.13). Voor laagveengebied is 200 $\mu\text{mol/l}$ (19,2 mg/l) als grenswaarde gevonden voor het wel of niet voorkomen van Rode-lijstsoorten (Lamers *et al.* 2006). Voor net iets meer dan 40% van de waarnemingen is het sulfaatgehalte boven de 500 $\mu\text{mol/l}$ (48 mg/l), terwijl voor ruim twintig procent van de metingen het sulfaatgehalte zelfs (flink) hoger is dan 1000 $\mu\text{mol/l}$ (96 mg/l). De hoogste waarden zijn niet random verdeeld over de natte natuurparels van Noord-Brabant, maar duidelijk gegroepeerd in bepaalde gebieden (Figuur 5.5 en 5.6). Het moge duidelijk zijn, er is in of bij een flink aantal natte natuurparels van Noord-Brabant duidelijk sprake van een sulfaatproblematiek van het ondiepe grondwater! De ijzerconcentraties zijn gevarieerd, maar gemiddeld gezien niet erg hoog, wel zijn in 45 % van de locaties waarden boven 30 $\mu\text{mol/l}$ (1,7 mg/l) gevonden. Ruimtelijk gezien lijken deze hoge waarden positief gecorreleerd te zijn met hoge Ca- en bicarbonaatgehalten (Figuur 5.8 & 5.9). Voor ijzer, de Al- en Cl-concentraties, zie figuur 5.13 en de respectievelijke kaarten (Figuur 5.10, 5.11 en 5.12).



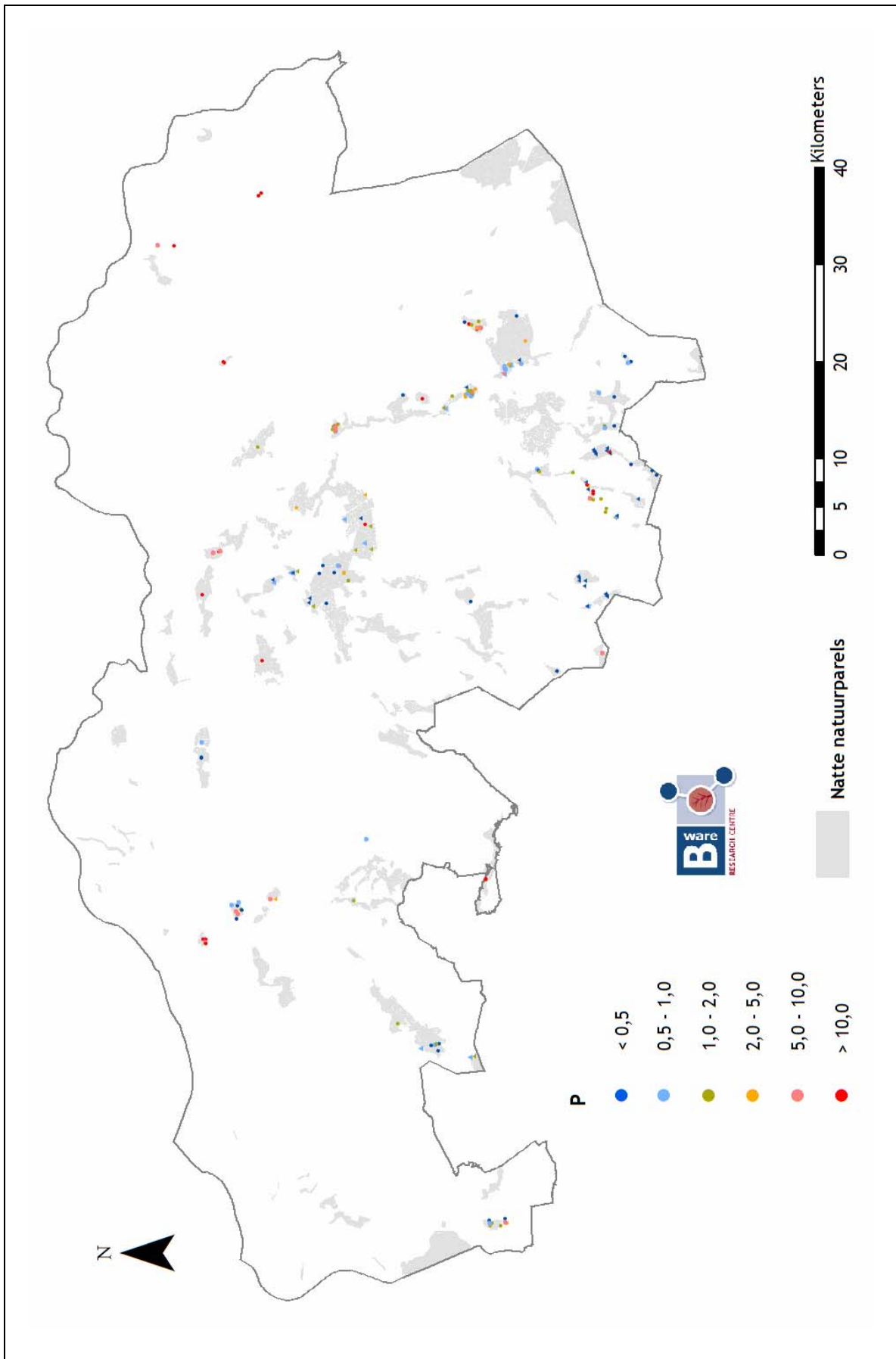
Figuur 5.1 pH-waarden in het grondwater van 0-20 m. in Noord-Brabant (○) niet-indicatieve coördinaten (Δ) indicatieve coördinaten.



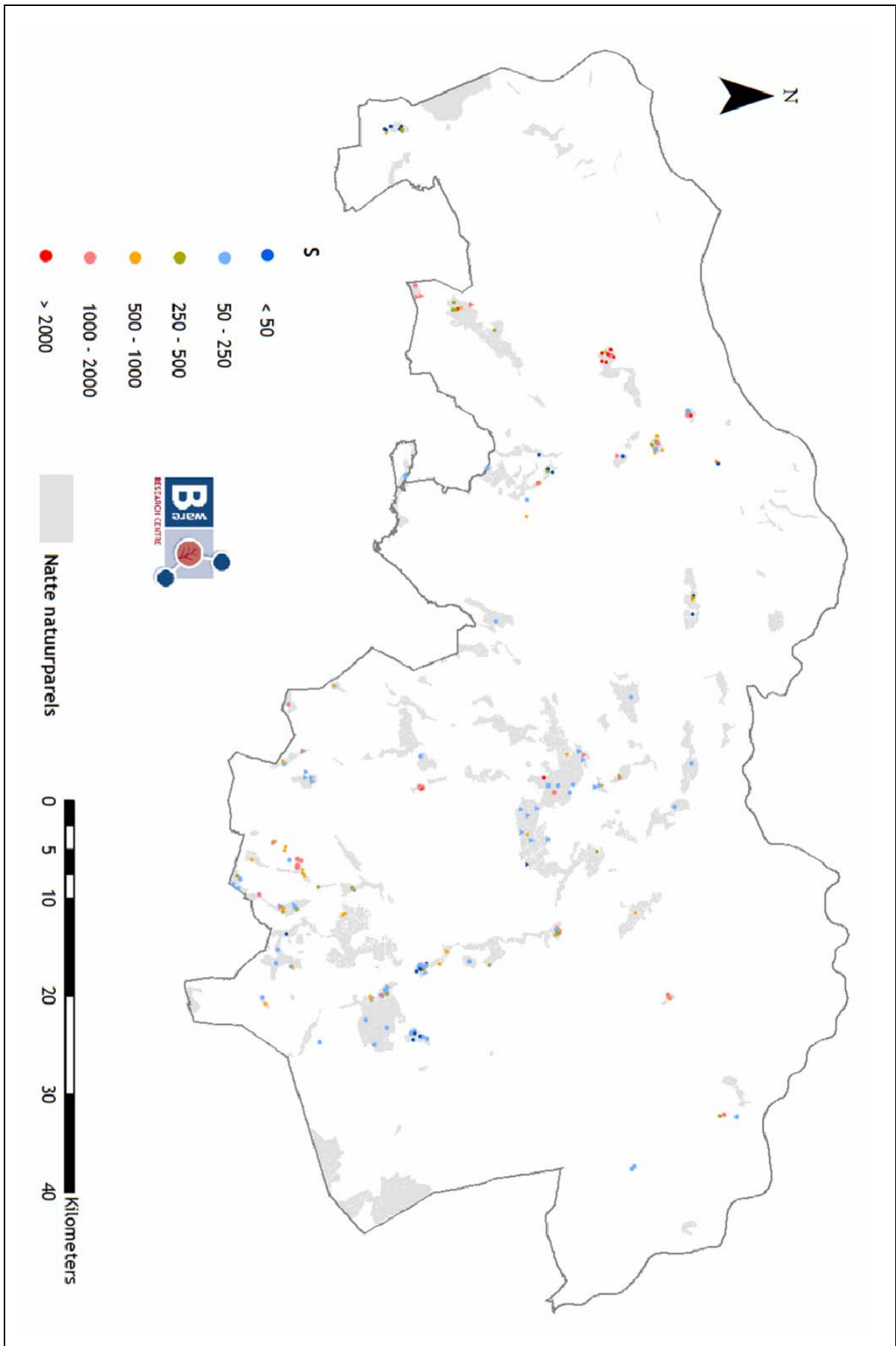
Figuur 5.2 NO₃⁻ (μmol/l) in het grondwater van 0-20 m. in Noord-Brabant (○) niet-indicatieve coördinaten (Δ) indicatieve coördinaten.



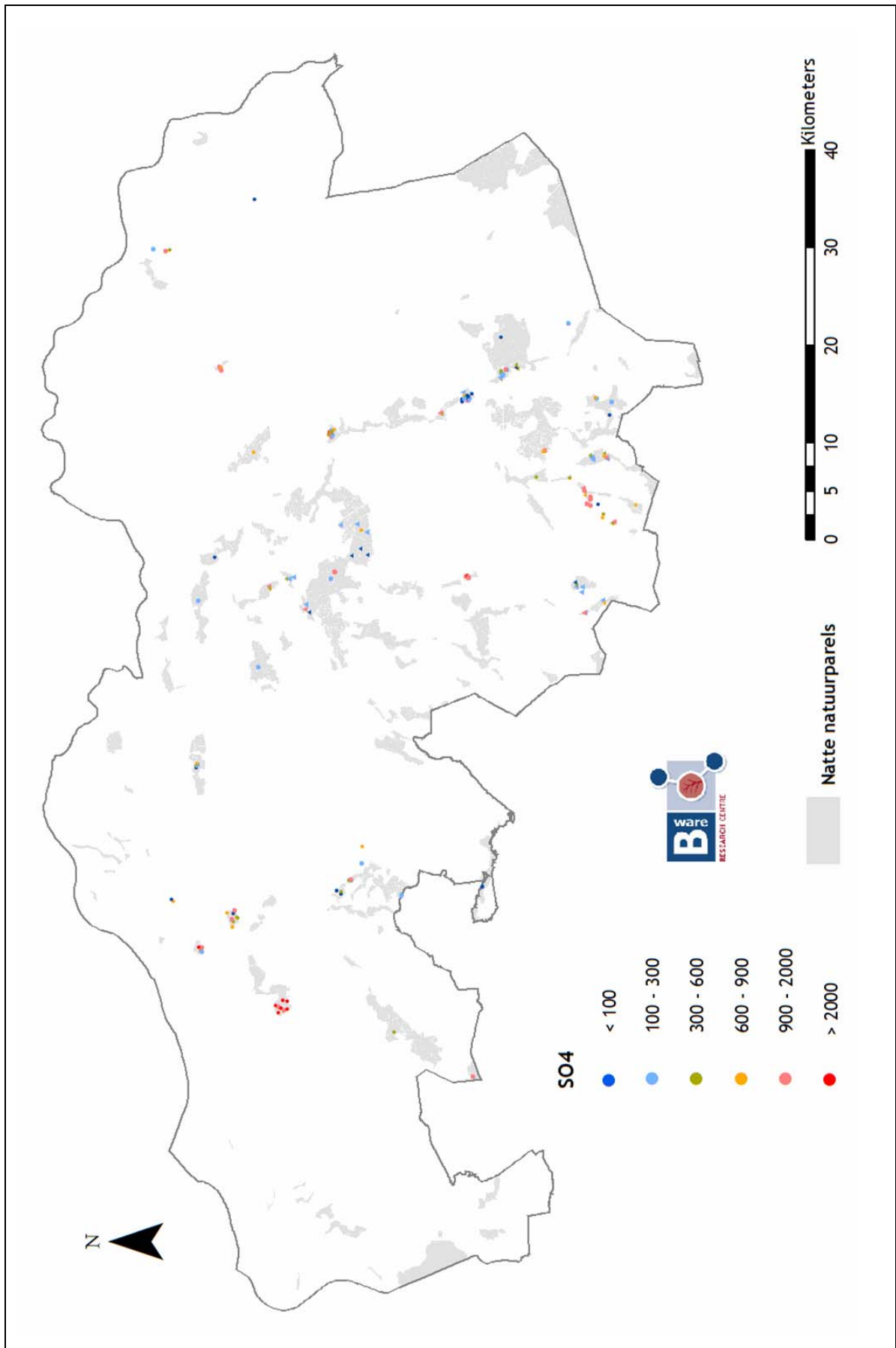
Figuur 5.3 NH_4^+ ($\mu\text{mol/l}$) in het grondwater van 0-20 m. in Noord-Brabant (\circ) niet-indicatieve coördinaten (Δ) indicatieve coördinaten.



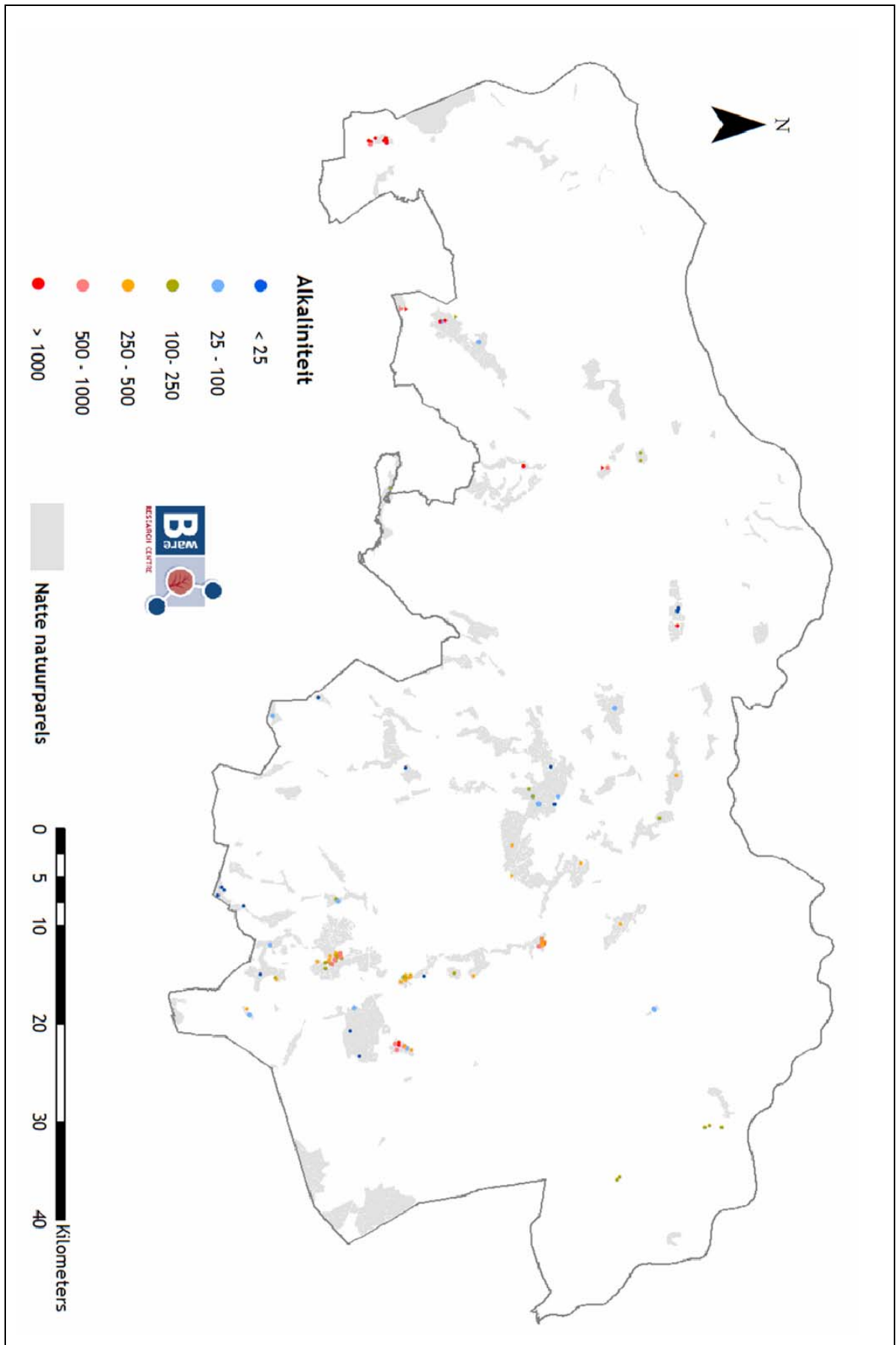
Figuur 5.4 Totaal P ($\mu\text{mol/l}$) in het grondwater van 0-20 m. in Noord-Brabant (o) niet-indicatieve coördinaten (Δ) indicatieve coördinaten.



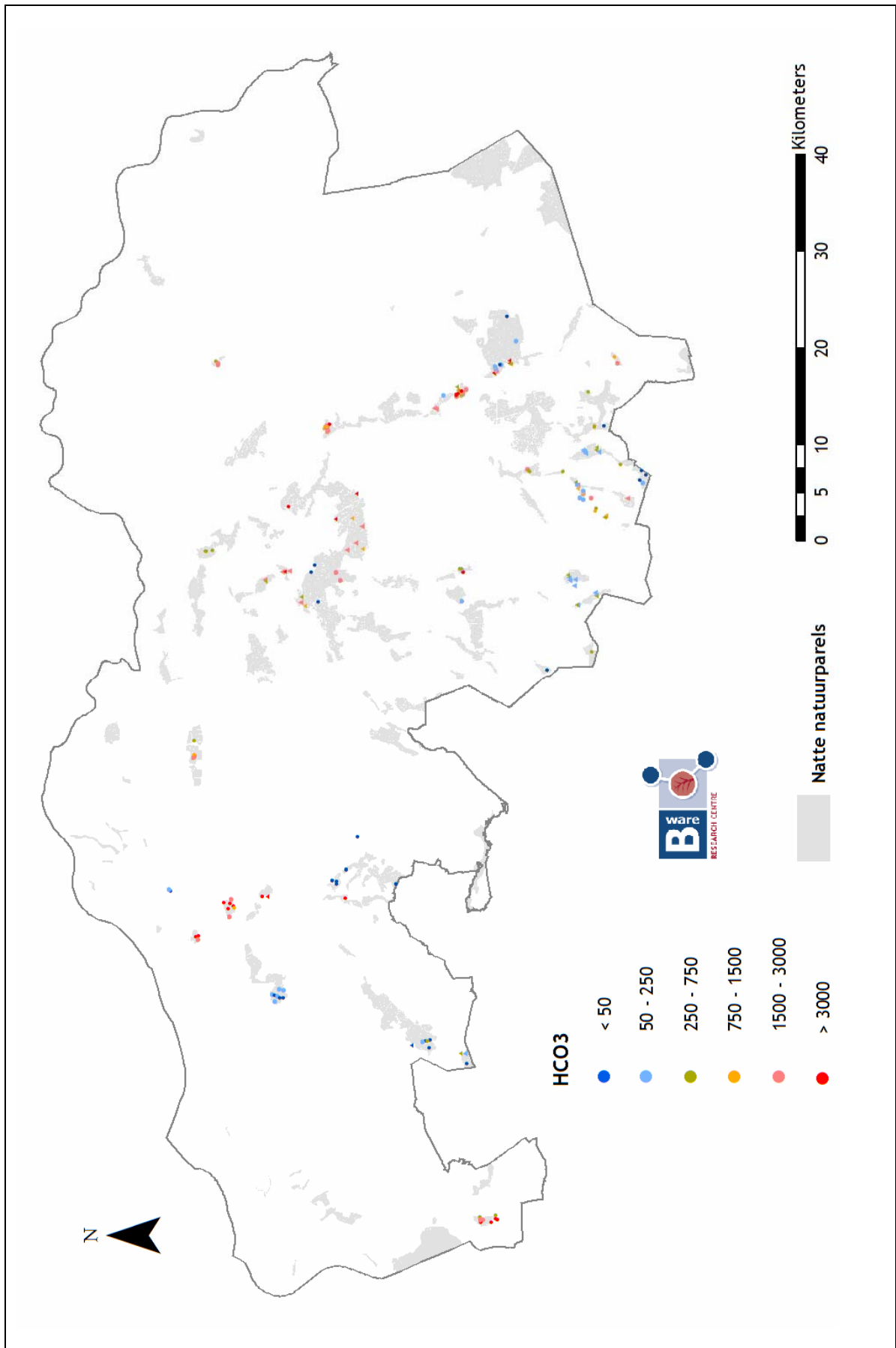
Figuur 5.5 Totaal S ($\mu\text{mol/l}$) in het grondwater van 0-20 m. in Noord-Brabant (○) niet-indicatieve coördinaten (Δ) indicatieve coördinaten.



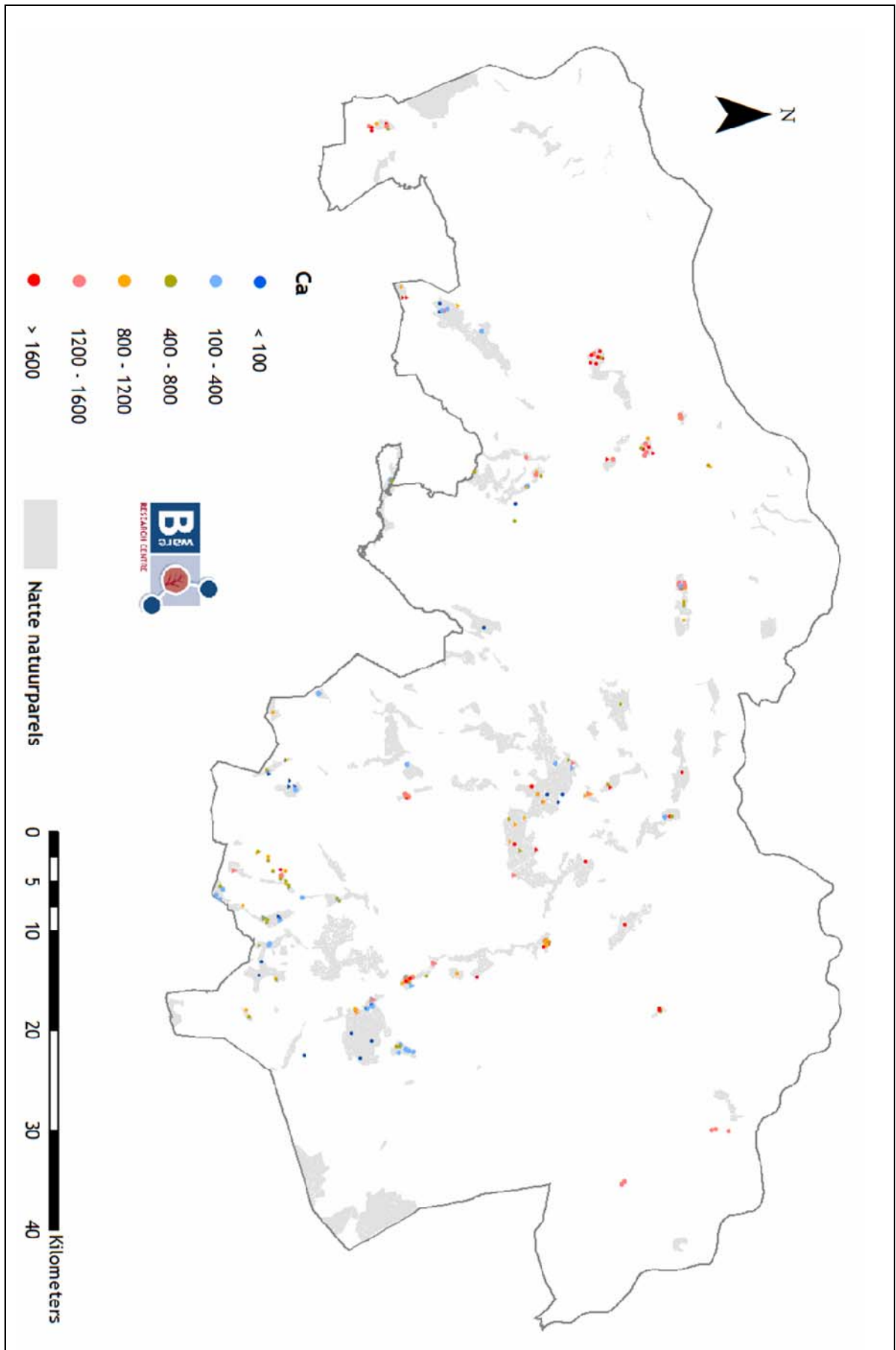
Figuur 5.6 SO₄ (μmol/l) in het grondwater van 0-20 m. in Noord-Brabant (○) niet-indicatieve coördinaten (Δ) indicatieve coördinaten.



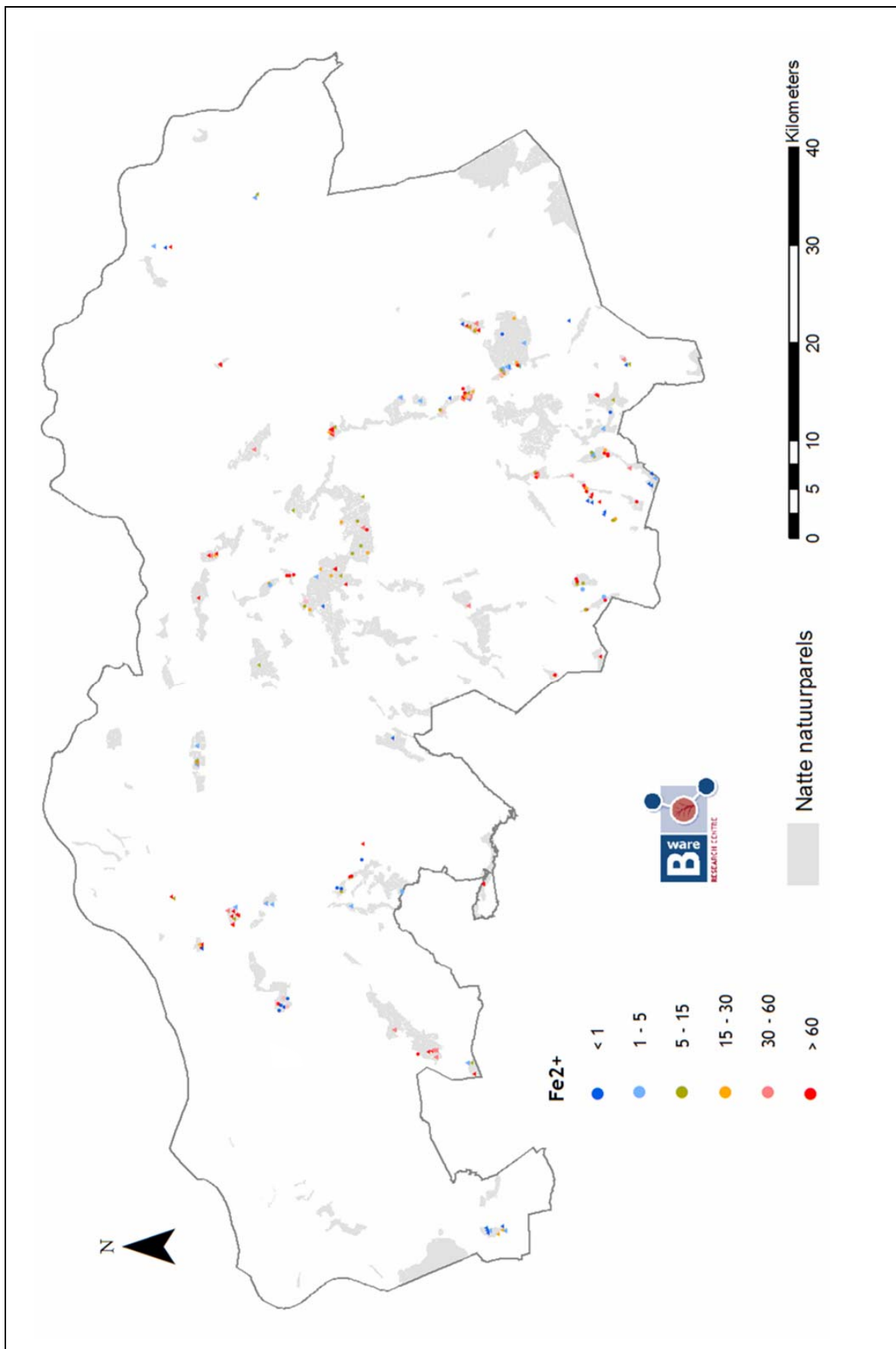
Figuur 5.7 Alkaliniteit ($\mu\text{eq/l}$) in het grondwater van 0-20 m. in Noord-Brabant (\circ) niet-indicatieve coördinaten (Δ) indicatieve coördinaten.



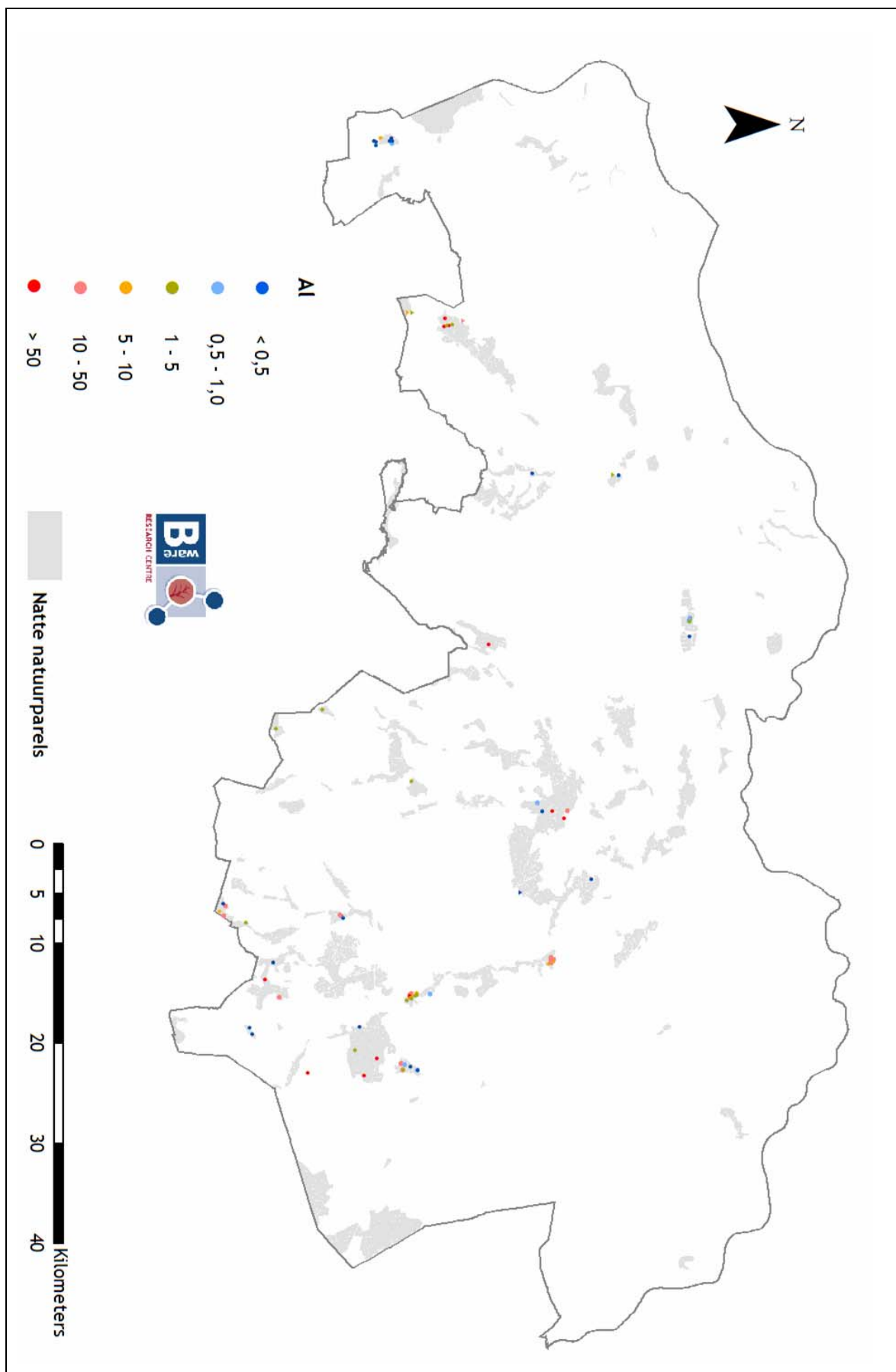
Figuur 5.8 HCO₃⁻ (μmol/l) in het grondwater van 0-20 m. in Noord-Brabant (○) niet-indicatieve coördinaten (Δ) indicatieve coördinaten.



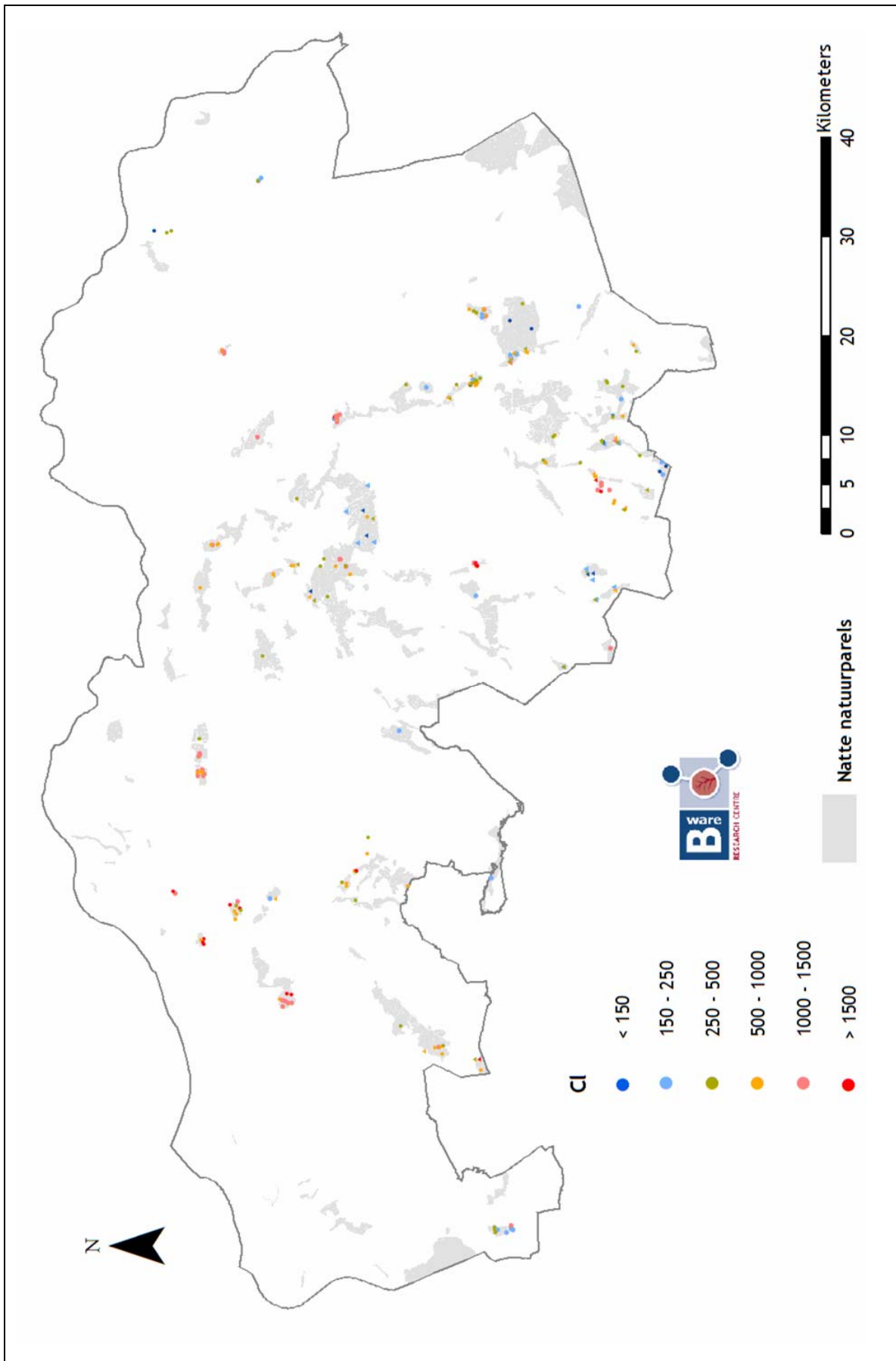
Figuur 5.9 Ca^{2+} ($\mu\text{mol/l}$) in het grondwater van 0-20 m. in Noord-Brabant (\circ) niet-indicatieve coördinaten (Δ) indicatieve coördinaten.



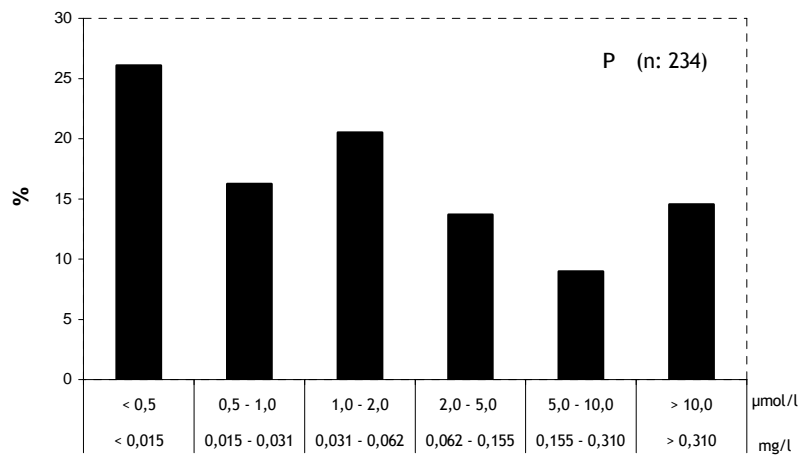
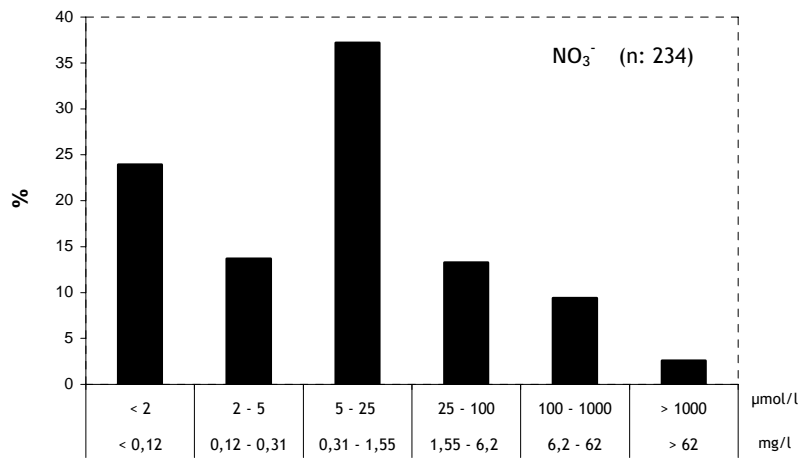
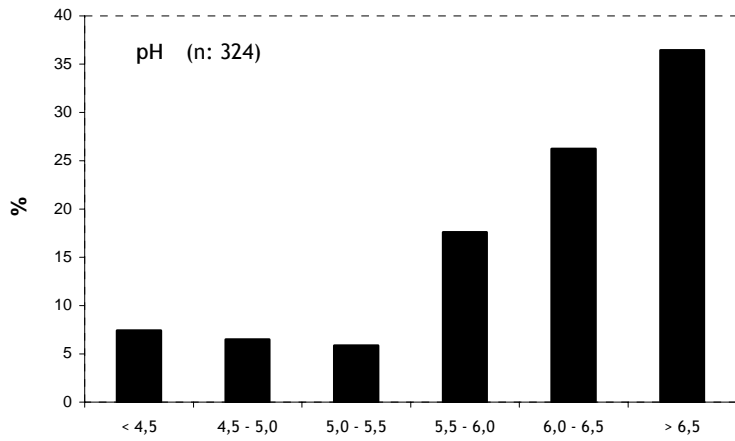
Figuur 5.10 Fe ($\mu\text{mol/l}$) in het grondwater van 0-20 m. in Noord-Brabant (\circ) niet-indicatieve coördinaten (Δ) indicatieve coördinaten.

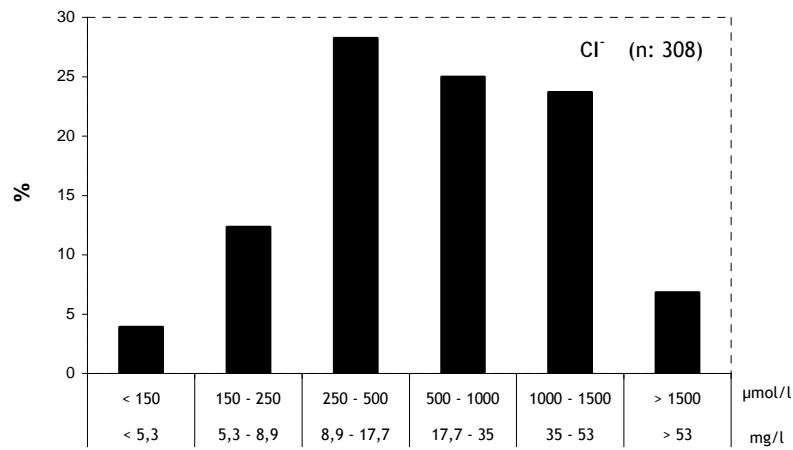
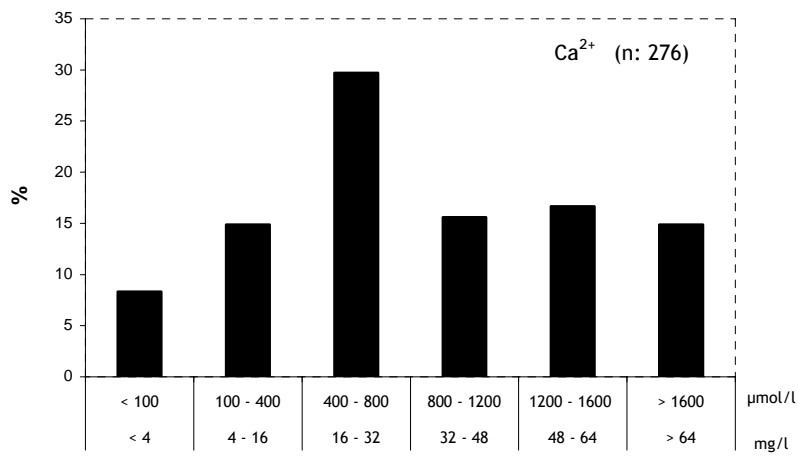
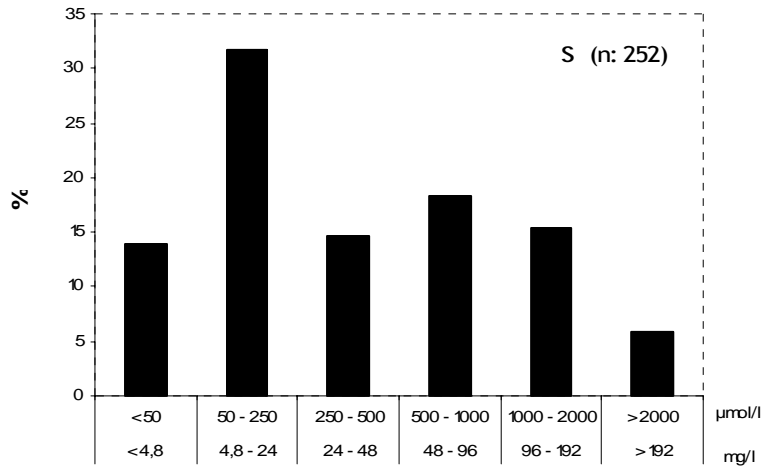


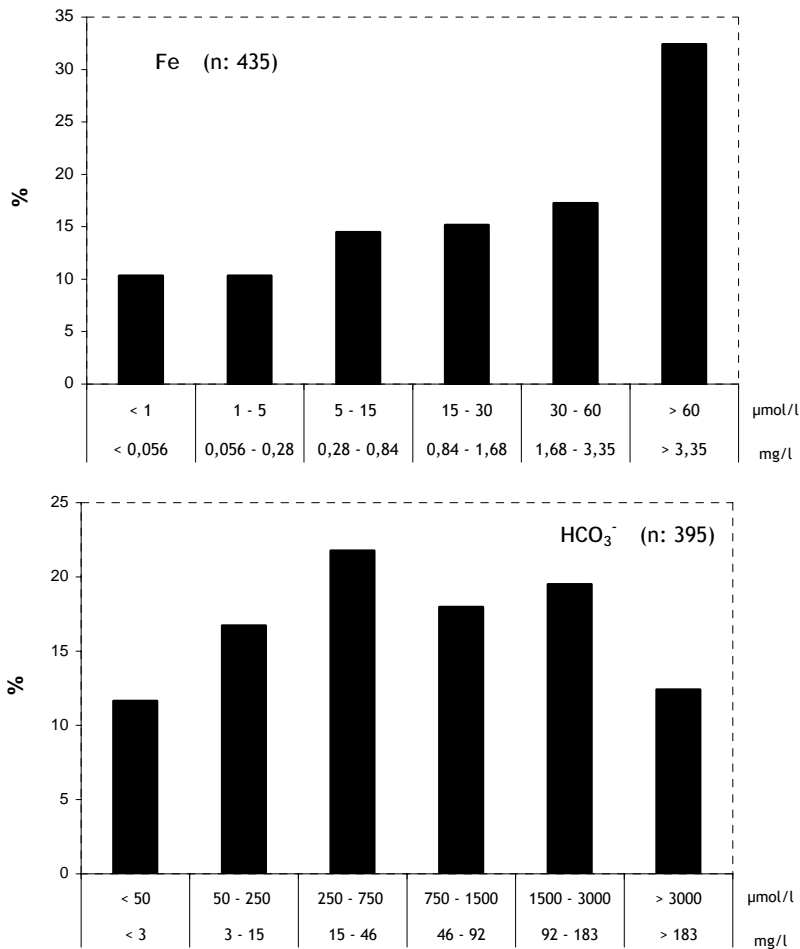
Figuur 5.11 Al^{3+} ($\mu mol/l$) in het grondwater van 0-20 m. in Noord-Brabant (\circ) niet-indicatieve coördinaten (Δ) indicatieve coördinaten.



Figuur 5.12 Cl⁻ (μmol/l) in het grondwater van 0-20 m. in Noord-Brabant (○) niet-indicatieve coördinaten (Δ) indicatieve coördinaten.







Figuur 5.13 Frequentieverdeling (% van totaal aantal waarnemingen' voor pH, NO₃⁻, P, S, Ca²⁺, Cl⁻, Fe, HCO₃⁻ (%) in het ondiepe grondwater in natte natuurparels in Noord-Brabant.

5.3 Weergave van de parameters voor grondwaterkwaliteit in de deelgebieden (B-H)

Aangezien op de overzichtskaarten van Noord-Brabant de details moeilijk te zien zijn voor de verschillende deelgebieden, zijn voor de belangrijkste parameters (pH, nitraat, fosfaat, sulfaat, calcium en chloride) detailkaarten gemaakt voor deelgebieden (zie bijlage 5.1-5.43). De deelgebieden liggen verspreid over de provincie Noord-Brabant (zie par. 5.1.3 voor selectiecriteria).

In deelgebied B (Bijlage 5.1-6) ligt de natte natuurparel (Noordpolder Ossendrecht. In deze natte natuurparel is de pH van het grondwater hoog, het Ca-gehalte ook en het nitraatgehalte laag. De fosfaatgehaltenes zijn plaatselijk wat verhoogd, maar de sulfaatgehaltenes voldoende laag. Kortom, er lijkt in dit deelgebied geen probleem met de chemie van het ondiepe grondwater te zijn in relatie tot vernatting.

Van het deelgebied C, gelegen in het noordwesten van de provincie zijn van de volgende natte natuurparels voldoende gegevens bekend, namelijk Kelsdonk-complex, Zonzeel en Binnenpolder Terheijden. In alle drie van deze gebieden is de pH van het grondwater hoog (boven de 6), terwijl ook de Ca-gehaltenes hoog zijn. Het nitraatgehalte is laag, op enkele plekken is het fosfaatgehalte wat hoger. Het sulfaat- en chloridegehalte in het ondiepe grondwater in deze drie NNP is opvallend hoog (Bijlage 5.7-12).

Natte natuurparel Turfvaart/Bijloop is in deelgebied D vrijwel het enige gebied met een redelijke hoeveelheid gegevens aan grondwaterchemie (Bijlage 5.13-18). De pH van het grondwater is laag en de sulfaatconcentraties zijn redelijk tot echt hoog (veelal boven de 500 $\mu\text{mol/l}$). Dit laatste is ook het geval in het Merkske tegen de Belgische grens. Sulfaat kan hier dus een probleem geven bij eventuele vernatting.

In deelgebied E zijn slechts verspreid over de aanwezige natte natuurparels enkele gegevens bekend. Alleen voor de Langstraat (Dullaert) zijn meer gegevens bekend. Het grondwater in dit gebied is rijk aan Ca en heeft een hoge pH. De concentraties van de overige componenten zijn voldoende laag (Bijlage 5.19-24).

In deelgebied F zijn enige gegevens bekend voor natte natuurparel Kampina-Mortelen-Velderbosch en veel voor het noordelijk deel van de Dommelbeemden. Over het algemeen zijn de pH-waarden hoog, alleen in Mortelen/Velderbosch komen enkele meetpunten met lage pH voor. De calciumgehalten zijn duidelijk het hoogst in de Dommelbeemden, terwijl de nitraatgehalten wat hoger zijn in de laatste genoemde natte natuurparels. Aan de rand van de Dommelbeemden en op enkele plekken in het centrum van het grote complex Kampina-Mortelen-Velderbosch komen hoge sulfaatgehalten voor (boven de 1000 $\mu\text{mol/l}$, 96 mg/l). De fosfaatgehalten, gemeten in de Dommelbeemden, behoren bijna allemaal tot de hoogste categorie (Bijlage 5.25-30).

In deelgebied G (Bijlage 5.31-36) zijn eigenlijk alleen voor het Cartierheide-complex en Molenbroek-Spekdonken wat meer gegevens bekend. Over het algemeen is de kwaliteit van het grondwater (voor zover bekend!) geen probleem. Alleen in Molenbroek-Spekdonken en op verschillende locaties komen veel hoge sulfaatgehalten voor.

In deelgebied H (Bijlage 37-42) zijn voor 6-7 natte natuurparels redelijk veel gegevens van het ondiepe grondwater bekend. De pH is nogal gevarieerd, maar meestal boven de 5,5 en de calciumgehalten komen hiermee goed overeen (voorzover gemeten). De nitraat- en fosfaatgehalten zijn gemiddeld aan de lage kant, maar vooral in drie gebieden (Dommeldal, Sang en Goorkes en Beekloop-Keersop) aan de hoge kant. Het sulfaatgehalte is alleen op enkele plekken wat hoger, maar in het gebied Beekloop-Keersop systematisch hoog.

5.4 Detailbeschrijving van grondwaterkwaliteit in enkele natte natuurparels

In deze paragraaf worden enkele natte natuurparels wat weer in detail besproken. De natte natuurparels zijn gekozen op basis van de beschikbare hoeveelheid chemische gegevens, spreiding over verschillende systeemtypen, spreiding over Noord-Brabant en beschikbare gebiedsbeschrijvingen.

5.4.1 Noordpolder Ossendrecht

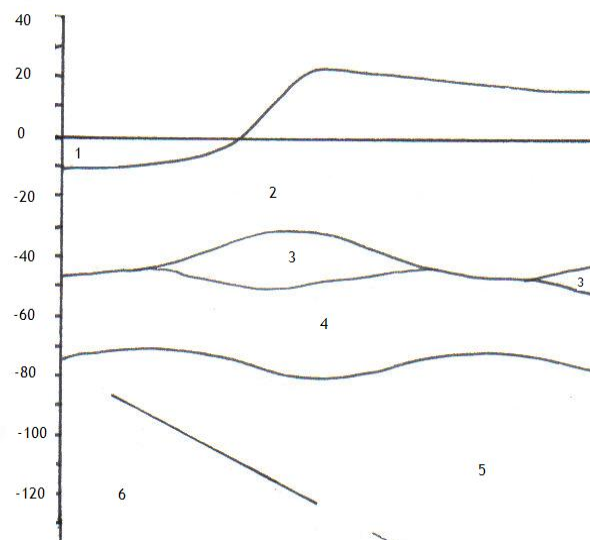
De natte natuurparel Noordpolder Ossendrecht ligt op de overgang van lage kleigronden naar hoge zandgronden (Brabantse Wal). Het hoogteverschil tussen de gebieden is ongeveer 10 m. De overgang tussen de gebieden wordt gekenmerkt door een steile gradiënt. In de ondergrond van de polder worden de Formaties van Rupel, Breda, Oosterhout, Kedichem, Tegelen en de Westland Formatie aangetroffen (Figuur 5.14 & 5.15) (Hobma *et al.* 1992).

Tot op een diepte van ongeveer 60 m - NAP is onder de Brabantse Wal zoet water te vinden. Langs de westrand van de Brabantse Wal en in het aangrenzende poldergebied komen kwelsituaties voor. In het poldergebied bestaat een overgangsgebied waar zowel zoet, brak en brak-zout grondwater aanwezig is. Het zoete water vanuit de Brabantse Wal

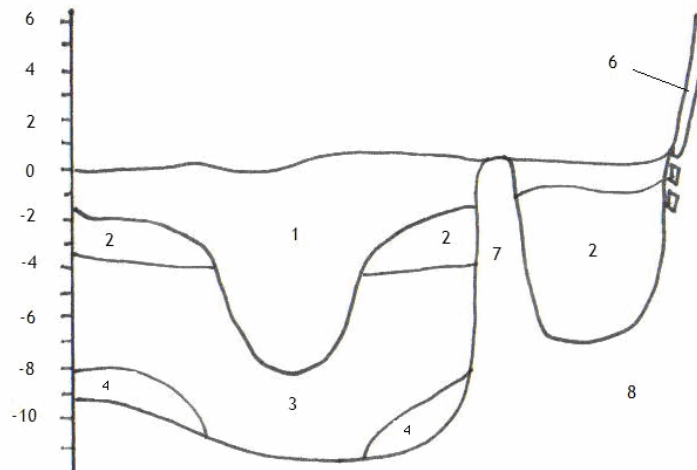
kwelt in het poldergebied en verdringt het brakke, zoute water. Westelijk van deze overgangszone is het grondwater uitsluitend brak en brak-zout.

Sinds 1967 is de kweldruk afgenomen. De hoeveelheid diep grondwater dat uit de Brabantse Wal wordt gewonnen ten behoeve van drinkwater veroorzaakt slechts geringe daling, maar verstoort wel de grondwaterstroming. Dit resulteert in een verandering in de waterkwaliteit. In het gebied tussen Ossendrecht en Bergen op Zoom komen veelvuldig schijngrondwaterspiegels voor (Hobma *et al.* 1992). Groeve Boudewijn die ten oosten ligt van Ossendrecht zou in de toekomst wellicht waterkwaliteitsproblemen kunnen veroorzaken. Onder de groeve en ten westen ervan zijn tot op ongeveer 50 m - NAP verhoogde concentraties van SO_4^{2-} , Fe^{2+} , Ca^{2+} en Mg^{2+} in het grondwater waargenomen. Het vermoeden bestaat dat door de (verhoogde) afname in kweldruk van diepe kwel en als gevolg van de oost-west gerichte stroming verontreinigde ondiepe kwel naar de Noordpolder zou kunnen toestromen (Stuyfzand *et al.* 2005).

In de Noordpolder Ossendrecht en Calfven komt een aantal krekens en natuurtypen voor die afhankelijk zijn van kalkrijk zoet grondwater (Provincie Noord-Brabant 2005). Hobma *et al.* hebben in 1992 in 7 kwelsloten 27 vegetatieopnames van slootplanten en planten voorkomend in de eerste oeverzone uitgevoerd. In totaal werden 43 water- en oeverplanten aangetroffen. Het aantal zeldzame soorten in kwelsloten en de eerste oeverzone is van 1982 tot 1992 relatief sterk achteruit gegaan. De aanwezigheid van voor (zeer) voedselrijke milieus kenmerkende planten uit de hogere oeverzone geven aanleiding om aan te nemen dat eutrofiëring (waterkwaliteit) een belangrijkere invloed heeft op de degradatie van de vegetatie dan de diepe grondwaterwinning (waterkwantiteit) (Hobma *et al.* 1992). De projectgroep die in dit gebied actief is, heeft zich het bestrijden van verdroging als voornaamste doel gesteld. Er zal gezamenlijk een totaalvisie worden opgesteld, waarbij ook buiten de grenzen van de Noordpolder wordt gekeken. Er wordt gestreefd om huidige natuurwaarden te behouden (Provincie, 2005).



Figuur 5.14. Geologisch west-oost profiel (Noordpolder Ossendrecht). (1) Westland Formatie (2) Formatie van Kedichem en Tegelen (3) Formatie van Maassluis (4) Formatie van Oosterhout (5) Formatie van Breda (6) Formatie van Rupel (Hobma *et al.* 1992).



Figuur 5.15 Geologisch west-oost profiel Noordpolder Ossendrecht (1) Afzettingen van Duinkerke (2) Hollandveen (3) Afzettingen van Calais (4) Basisveen (6) Formatie van Twente (dekzand) (7) Formatie van Tegelen of Twente (8) Formatie van Tegelen (Hobma et al. 1992).

Het huidige grondwater in de natte natuurparel kan als volgt gekarakteriseerd worden: de pH van het grondwater hoog, het calcium-gehalte ook en het nitraatgehalte laag. De fosfaatgehalten zijn plaatselijk wat verhoogd, maar de sulfaatgehalten voldoende laag. Kortom, er lijkt in dit deelgebied geen probleem met de chemie van het ondiepe grondwater te zijn in relatie tot vernatting.

5.4.2 De Matjens

De Matjens ligt ten zuiden van Roosendaal en grenst aan België. Het gebied is relatief hoog gelegen. De onderste laag bestaande uit de Formaties van Maassluis, Oosterhout en Breda vormen tezamen het 2^{de} watervoerende pakket. Tot 5 m onder het maaiveld komen de Formaties van Kedichem en Tegelen met een dikte van 30 tot 40 m voor. Dit is een slecht doorlatende laag, doordat bovenin deze laag een aaneengesloten kleilaag van circa 5 tot 10 m. dik ligt. De bovenste meters behoren tot de Nuenen Groep (zand en plaatselijk leemlaagjes) en de Formatie van Singraven (veen) (Jalink & Loeb 2005).

De Matjens ligt in de bovenloop van het beekdal Berkenbeek/Kleine Beek. Dit beekdal ontvangt grondwater van de westelijke hoge zandgronden (Kalmthoutse Heide). Tot in de late middeleeuwen was hoogveen aanwezig in de Matjens. Om het veen te winnen is er een stelsel van turfvaarten aangelegd (Jalink & Loeb 2005). Om inundaties van De Matjens met het sterk vervuilde water van de Broekloop te voorkomen is in 1989 een kade aangelegd. Daardoor ontvangt het moerasgebied geen oppervlaktewater meer. Op basis van indicatorsoorten is het aannemelijk dat de invloed van diepe kwel vroeger groter was dan nu. Hartog, de Vries en Everts concluderen dat in de huidige situatie kwel uit diepere lagen onwaarschijnlijk is, mogelijk door grondwaterwinningen in Wuustwezel (België) en Schijf (Provincie Noord-Braabant 2005).

Rond 1900 bestonden de natste delen van De Matjens uit rietland en het overige deel uit (natte) heide met opslag van loofbomen. In 1952 kwamen naast rietland, de zuurminnende soorten, zoals moerashertshooi, wateraardbei en eelboterbloem voor, als de licht basenminnende soorten, zoals holpijp en waterdrieblad. Daarnaast kwamen soorten voor van min of meer voedselrijke milieus, zoals grote waterweegbree, drijvend fonteinkruid. Thans, zijn er rietvelden en graslanden te vinden. Aan de noordoostkant zijn soorten te vinden van natte, zure schraallanden en vochtige heiden, zoals zwarte zegge, blauwe zegge. Ook worden veldrus, gagel en draadzegge gevonden die duiden op lokale kwel. In de bloemrijke graslanden in het zuiden overheersen ruw beemdgras en engels raaigras. In

de sloten en oevers zijn waterviolier, hoplijp en padderus gevonden. De aanwezigheid van deze soorten wijst op lichte buffering (Jalink & Loeb 2005).

Het natuurdoeltype moeras en rietmoeras worden in het westelijk deel van De Matjens gedefinieerd. Ten oosten daarvan wordt een strook vochtig schraalgrasland en bloemrijk grasland aangegeven met hier en daar een elzen-, berken-, of wilgenbroekbosje. Een aantal graslanden wordt uit productie genomen om er bloemrijk grasland of vochtig schraalgrasland te ontwikkelen (Jalink & Loeb 2005). De Kleine Beek zal misschien minder diep worden gemaakt, zodat het oppervlaktewater beter wordt vastgehouden. Door natuurlijke laagtes te benutten voor waterberging kunnen piekafvoeren worden afgevlakt. Natuurvriendelijke oevers worden aangelegd, zodat er een ecologische verbindingzone langs de Kleine Beek ontstaat (Provincie 2005).

De huidige grondwaterkwaliteit is voor 3-4 locaties in dit gebied bekend. De pH is intermediair, de alkaliniteit en het calciumgehalte is hoog, terwijl daarnaast op één locatie ook een lage bicarbonaatwaarde is gemeten. Opvallend is dat sulfaat op alle drie de gemeten plekken hoog is. De sulfaatproblematiek lijkt in de natte natuurparel zeker een rol bij vernatting te kunnen spelen. Aan het rand van het gebied is ook een maal een zeer hoge nitraatwaarde gemeten.

5.4.3 Kelsdonk

Kelsdonk ligt ten westen van Prinsenbeek en behoort tot de “Noordrandmidden” van Brabant. Het is een overgangsgebied van het zand naar de klei (Naad van Brabant). Vroeger behoorde de Kelsdonk tot de waterbergingsboezem van de nabij gelegen rivier de Mark wat erin heeft geresulteerd dat in het noordelijke deel van de Kelsdonk voornamelijk kleigronden worden aangetroffen. Daarnaast werd het water van de hoger gelegen gebieden via de Kelsdonk afgevoerd naar de Mark (A 2007; B 2007; Jorna *et al.*, 2006).

Het 1^{ste} watervoerende pakket bestaat uit een dun pakket dekzanden. Hierop ligt een laag van 1 - 2 m. dikte dat bestaat uit klei en veen. Onder het 1^{ste} watervoerende pakket liggen de slecht doorlatende Formatie van Tegelen en Kedichem. De formaties van Maassluis en Oosterhout zijn goed doorlatend en liggen weer daaronder. De Kelsdonk kent een lokaal grondwatersysteem. Het grondwater wordt mogelijk beïnvloed door een stortplaats en industriële winningen rondom Etten-Leur. Een gedeelte van de diepe kwel vanuit het 2^{de} watervoerende pakket wordt door deze onttrekkingen afgevangen. Grondwaterstanden en de lokale hydrologie worden voornamelijk bepaald door de ingestelde polderpeilen. Gt II - III komen in de lager delen voor en Gt V - VI op de hogere zandruggen. Op de overgang naar het zuiden komen veengronden voor en moerige zandgronden, die overgaan in podzelgronden en enkeerdgronden (Jorna *et al.* 2006).

In het overgangsgebied van zand naar klei kwamen tot begin van de jaren '60 soorten voor als krabbescheer, vlozegge, groenknolorchis en kleine Valeriaan. Deze soorten zijn uitgestorven en schaalgraslanden en o.a. de soorten als ronde zegge, dotterbloem, waterviolier en waterdrieblad zijn sterk achteruitgegaan. Volgens de Toekomstvisie Noordrand - West 1998 zijn er nauwelijks floristische waarden aanwezig. Er zijn wel een aantal indicatorsoorten gevonden voor kalkrijk water: puntig fonteinkruid en rossig fonteinkruid. Met name langs de sloten en greppels komen relicten voor van de vroeger aanwezig levensgemeenschappen: blauwe knoop, dotterbloem, moeraszoutgras en diverse zeggesoorten. In de sloten komen nog soorten van matig voedselrijk water die ten dele afhankelijk zijn van gerijpt kwelwater: waterviolier, naaldwaterbies en holpijp. In het gebied zijn een aantal zogenaamde frikken aanwezig. Dit zijn smalle stroken bos met daar omheen veel water elzenbroekbossen, elzenwilgenbossen en wilgenbossen komen daar op

voor met de soorten elzenzegge, melkeppe, pijptotkruid, wilde gagel, zwarte bes en Veenmos (A 2007; B 2007; Jorna *et al.* 2006).

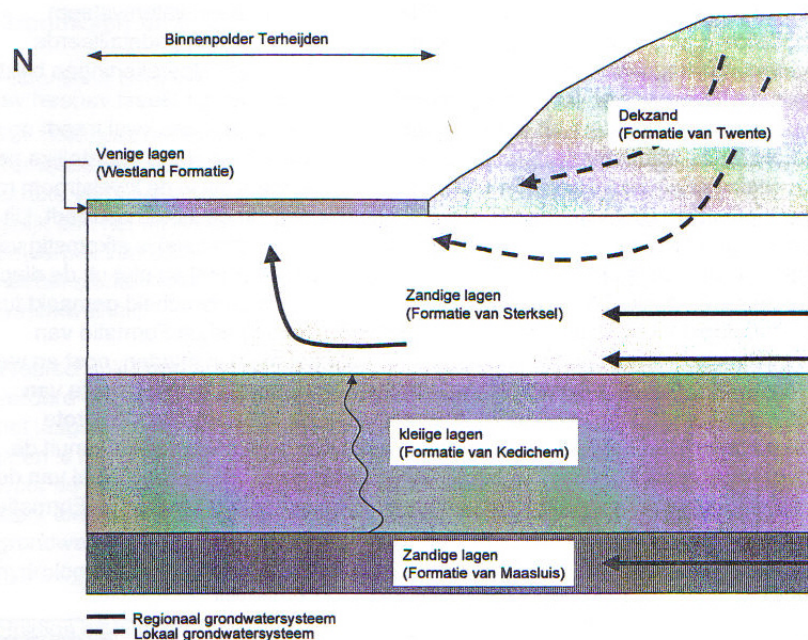
De volgende natuurdoeltypen moeten in dit gebied worden gerealiseerd: vochtige glanshaverhooilanden, rompgemeenschappen van vochtige kamgraslanden en dotterhooilanden, grote zeggemoerassen, elzenbroekbossen, wilgenstruweel, eikenbos (Provincie Noord-Brabant 2005).

Huidige grondwaterkwaliteit

De pH van het grondwater in de Kelsdonk is hoog (> 6,0), terwijl de calciumwaarde intermediair zijn (Bijlage 5.7 - 12; linksonder). De chloridegehalten vallen allemaal in de hoogste 3 categorieën (> 500 $\mu\text{mol/l}$; 17,7 mg/l). Aangezien hier een kleiafzetting aanwezig is uit het zoetwatergetijdegebied, is deze waarde te interpreteren als zoet grondwater dat weinig beïnvloed is. Er zijn helaas geen nitraat- of fosfaatgehalten bekend van het grondwater in dit gebied. De sulfaatconcentraties zijn bijna allemaal hoog tot zeer hoog (> 1000 $\mu\text{mol/l}$; 96 mg/l). In dit gebied moet bij vernatting terdege rekening worden gehouden met de aanwezige sulfaatwaarde, alle 7 meetpunten hebben verhoogde concentraties! Mogelijk is dit al het geval bij de in 2000-2001 uitgevoerde maatregelen.

5.4.4 Binnenpolder Terheijden

Binnenpolder Terheijden is gelegen in de contactzone van het Brabants zandmassief met het laagveen- en rivierkleigebied. De Binnenpolder ligt in een komvormige laagte (0 - 1,5 - NAP), die omgeven is door dekzandruggen in het zuiden, noorden en oosten. In het midden ligt een bos met daarin een eendenkooi. In een groot deel van de Binnenpolder ligt veen uit de Westland Formatie aan het maaiveld met plaatselijk een aangebrachte zandlaag. De dikte van het pakket varieert van enkele decimeters tot een meter in het centrum. Aan de rand van het gebied ontbreekt de veenlaag en ligt dekzand uit de Formatie van Twente direct aan het maaiveld. De Formatie van Sterksel (1^{ste} watervoerende pakket, kalkrijk), Kedichem en Maassluis bevinden zich onder de Westland Formatie en Formatie van Twente (Figuur 5.16) (Ertsen *et al.* 2002).



Figuur 15.16 Geologisch profiel en grondwatersysteem van de Binnenpolder Terheijden.

De Binnepolder maakt onderdeel uit van een regionaal systeem genaamd Dorst-systeem. Op het Kempens Plateau infiltreert regenwater en kwelt in de Binnepolder. Lokale kwel is afkomstig van de omringende dekzandruggen. Kwel treedt hoofdzakelijk op in de sloten en is afkomstig uit het 1^{ste} watervoerende pakket. Een geringe hoeveelheid kwel is afkomstig uit de Formatie van Maassluis en komt in het centrale en westelijke deel naar boven. De grootste hoeveelheid kwel is te vinden aan de zuid-oost kant. De grondwaterstand in de Binnepolder ligt rond de 1,8 m - NAP. Rondom het reservaat is de grondwaterstand decimeters tot een meter hoger met uitzondering van het westen. Grondwater stroomt dan ook vanuit alle richtingen naar het centrum van de Binnepolder met uitzondering van het westen (Ertsen *et al.*, 2002).

In 1946 bestond de Binnepolder uit een moerassige laagte waar alle stadia van verlanding in aanwezig waren. Een groot deel van de plassen was bedekt met krabbescheer (*Stratiotes aloides*) met hier en daar witte waterlelie (*Nyphaea alba*) en vederkruid (*Myriophyllum*). In sommige plassen trad trilveenvorming op. De plassen waren omsloten door rietvelden met o.a. galigaan (*Cladium mariscus*). Deze soorten duiden op voedselrijke, fosfaatarme kwel. In 1992 komen op de lagere, natte delen op de slootkant kleine zeggengemeenschappen voor. In de sloten komen goed ontwikkelde waterplantengemeenschappen voor met waterviolier, sterrekroos, gele plomp en drijvend fonteinkruid. De meeste soorten wijzen op basenrijk, (matig) voedselrijk water (excursie Jansen 1992 in Ertsen *et al.* 2002).

In 2002 wijzen de meeste waterplantengemeenschappen op basen- en voedselrijk water. De soorten die voorkomen, zoals kale jonker (*Cirsium palustre*), moeraswederik (*Lysimachia thyrsoiflora*) duiden op (matig) voedselrijke omstandigheden en enkele soorten duiden op kwel (rote botterbloem (*Ranunculus lingua*) en padderus (*Juncus subnodulosus*)) (Ertsen *et al.* 2002). De meest bijzondere en kwetsbare soorten zijn verdwenen. In het gebied ten oosten van de eendenkooi komen de meeste soorten voor die op kwel duiden.

Het noorden en oosten worden ingedeeld in het natuurdoeltype vochtig, basenrijk schraalgrasland. Daarnaast is in het noordwesten in de natuurdoeltypenkaart jonge verlanding (vanuit open water) aangegeven. Maatregelen tegen verdroging moeten nog worden opgesteld (Provincie, 2005)

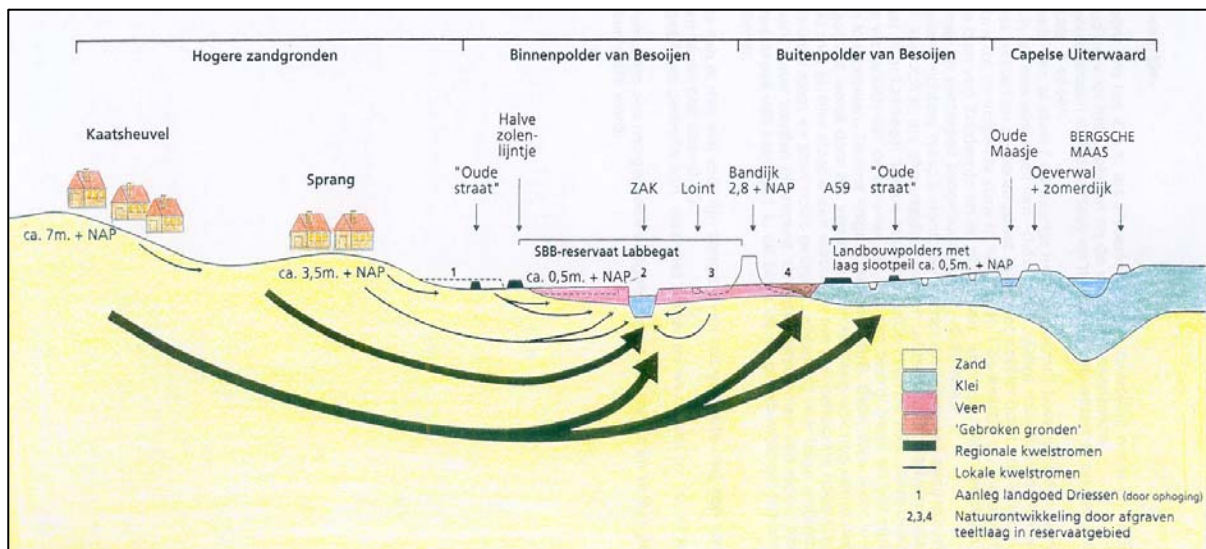
Huidige grondwaterkwaliteit

In 2002 is het grondwater onderzocht door Royal Haskoning (2002) (Bijlage 5.7 -13). Het gehele centrale deel van de Binnepolder wordt gevoed door schoon kalkrijk grondwater, afkomstig uit intrekgebieden in de directe omgeving. Het regenwater dat infiltreert in de omliggende dekzandruggen wordt in de ondergrond aangereikt vanuit de kalkhoudende laag in de ondiepe ondergrond. Centraal in de polder is het grondwater wat aangereikt door fosfaat (landbouw). In het algemeen zijn de sulfaatconcentraties in het gebied laag (< 500 µmol/l; 24 mg/l), hoewel op een meetpunt en in de directe omgeving van deze natte natuurparels wat hogere waarden worden aangetroffen (Bijlage 5.10).

5.4.5 Langstraat

Het Labbeget, de Dullaert en de Dulver zijn drie geïsoleerde naast elkaar liggende natuurgebieden. Langstaat ligt op de overgang van de hogere zandgronden naar de laaggelegen kleigronden. De buitenpolders zijn hoger gelegen dan de binnepolders, doordat de dijk in het verleden ervoor heeft gezorgd dat de binnepolders minder vaak overstromden. De buitenpolders werden met een fluviatiel kleipakket bedekt (Van den Broek *et al.* 2002). Water infiltreert in de Drunense duinen en stroomt via het 1^{ste} watervoerende pakket naar Langstraat. Via het 2^{de} watervoerende pakket komt diep kwelwater omhoog, dat afkomstig is uit het Lommel-Neerpeltsysteem in België (Figuur

5.17). Als gevolg van stagnatie van water vond in de laagste delen veenvorming plaats. Deze veenlaag is tot 120 centimeter dik maar varieert sterk als gevolg van veenafgravingen en bezandingen. Het Zuider-afwateringskanaal en de zandwinput ten noordoosten van Capelle zorgen voor een daling in de aanvoer van kwelwater. Uit onderzoek van TNO 1993 bleek dat de Dullaert nog steeds een kwelgebied is, maar dat de kwel alleen uitreedt in greppels en sloten en niet de wortelzone van de tussenliggende graslanden bereikt (Van den Broek *et al.* 2002).



Figuur 5.17 Waterstroming in de Langstraat (Provincie Noord-Brabant).

In de middeleeuwen is de ontginning gestart vanaf de hogere zandgronden in het noorden en vanaf de oeverwallen. Hierdoor ontstond een typische slagenlandschap. Als gevolg van het kleinschalig, extensieve landgebruik en de aanwezigheid van verschillende gradiënten is een grote diversiteit aan levensgemeenschappen ontstaan. Naast de cultuurgronden werd het gebied gekenmerkt door een mozaïek van elzenbroekbos, water- en verlandingsvegetatie, riet- en zeggenmoerassen, trilvenen en natte schaalgraslanden. Door 'verbeterde' waterafvoer is de landbouw intensiever geworden (Van den Broek *et al.* 2002).

In de Dullaert is het natuurdoeltype laagveen met verlandingsreeks in kleigebied aanwezig. Nu zijn in de petgaten de volgende soorten o.a. aanwezig: stekelharig kransblad, kleine fonteinkruiden, glazig fonteinkruid, waterviolier en sterrenkroos (Van den Broek *et al.* 2002). SBB heeft voor Langstraat de volgende subdoeltypen gedefinieerd: broekbossen op laagveen, jonge verlandingsreeks, natte schraallanden, bloemrijke graslanden, Dotterbloemhooilanden, Watergemeenschappen in laagveen en kleigebieden, complex op laagveen en klei, voedselrijke graslanden (Van Fessem 2001).

Er worden verschillende scenario's voorgesteld om verdroging tegen te gaan in Langstaat. In scenario 1 wordt in het westelijke deel van de Langstraat het Zuiderafwateringskanaal geïsoleerd door deze in folie te leggen, zodat diepe kwel niet meer kan worden afgevangen. Scenario 2 omvat scenario 1 plus een maximale verhoging van de wintergrondwaterstand. In scenario 3 wordt alleen ingezet op het relatief laaggelegen noordelijk deel van westelijk Langstraat. De te nemen maatregelen liggen tussen scenario 1 en 2 (Provincie, 2005).

Huidige grondwaterkwaliteit

De pH van het grondwater in de Langstraat varieert tussen de 5,0 tot boven de 6,5. Ook de alkaliniteit is bij het ene petgat hoger dan bij het andere, er treden lokaal grote verschillen op (Figuur 5.1-12). De fosfaatgehalten van het grondwater zijn laag, alleen is op sommige plekken het nitraatgehalte in het grondwater wat aan de hoge kant (100 $\mu\text{mol/l}$; 6,2 mg/l). De sulfaatconcentraties, voor zover gemeten, zijn allemaal onder de 500 $\mu\text{mol/l}$ (24 mg/l), dus niet problematisch voor vernattingsmaatregelen met grondwater.

5.4.6 Wijstgronden Uden

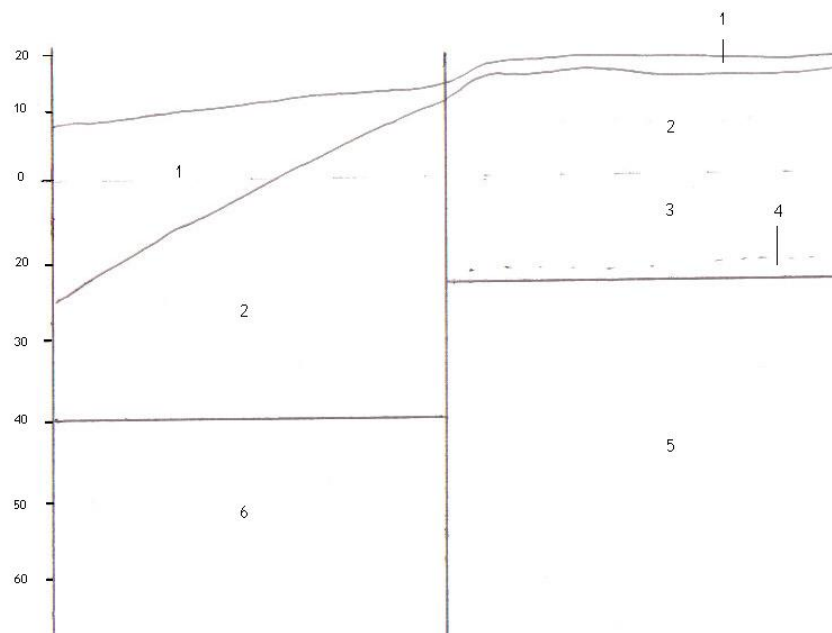
Deze wijstgronden liggen ten westen van Uden. Kenmerkend voor het gebied is de ligging op de Peelrandbreuk. Aan weerszijden van de Peelrandbreuk is de geologie verschillend (Figuur 5.18) De Peelhorst ligt hoger en heeft een dunne deklaag, die bestaat uit veen en dekzand. Eén meter beneden maaiveld ligt het 1^{ste} watervoerende pakket bestaande uit de Formaties van Veghel. Op ongeveer 25 m -mv begint de Formatie van Breda. In de Centrale Slenk ligt het maaiveld ongeveer 3 m lager dan de Peelhorst. De verschillende lagen zijn hier dikker, waardoor de Formatie van Breda pas op 140 m diepte begint. De top bestaat uit de Nuenen Groep (Jalink & Loeb 2005). Wijst is het verschijnsel dat hoger gelegen gebieden natter zijn dan de lager gelegen gebieden. Er zijn verschillende theorieën hoe wijst in dit gebied is ontstaan, maar daar wordt hier niet op ingegaan. Wijst heeft als gevolg dat er een geringe horizontale doorlatendheid ter hoogte van de Peelrandbreuk is ontstaan. Dit dwingt het grondwater dat vanuit de oostelijke Peelhorst toestroomt voor het breukvlak naar boven te stromen. Als gevolg van de natte omstandigheden is er veengroei opgetreden in de kwelzone op de Peelhorst. Samen met de gevormde ijzeroerbanken zorgde dit voor een nog hogere weerstand, waardoor het hoger gelegen gebied ook natter werd. Daardoor schoof de grens tussen inzigtgebied en kwelgebied hoger op in het landschap (Jalink & Loeb 2005).

De Wijstgronden zijn lang als hooilanden in gebruikt geweest. Langs de perceelsgrenzen zijn Elzen-singels aangeplant voor houtproductie. Vroeger kwam er op de natste delen de grootzeggenmoeras voor en iets hoger op de gradiënt blauwgrasland. Deze gemeenschappen hebben zich tot 1960 kunnen handhaven (Jalink & Loeb 2005). Tussen 1980 en 1994 is er verdroging opgetreden in de Wijstgronden Uden. In 1980/1981 werden elzenbroekbosjes met goed ontwikkelde ondergroei en vochtige en natte graslanden gevonden (o.a blauwgraslanden & dotterbloemgrasland). In 2002 waren grondwaterafhankelijke soorten zo goed als verdwenen uit het gebied en werd bij een veldbezoek vastgesteld dat een deel van de graslanden sterk verzuurd was met liesgras en veldrus. Het voorkomen van kwelindicatoren in het St. Annabos is nu beperkt tot de directe omgeving van bronnetjes en enkele slotjes (Jalink & Loeb, 2005; Provincie, 2005).

In het centrum worden de natuurdoeltypen elzenbroekbosjes, moerasruigte en vochtig schraalgrasland nagestreefd. Daaromheen is een brede rand als vochtig schraalland, bloemrijk hooiland bestempeld. In het zuidwestelijk deel zijn nog geen natuurdoeltype gedefinieerd (Jalink & Loeb, 2005). In deze natte natuurparel wil men het peil verhogen in de waterlopen. Dit heeft nadelige gevolgen voor landbouwgronden. Maatregelen betreffende aankoop en afsluiten van overeenkomsten voor groen-blauw diensten kunnen worden ingezet (Provincie Noord-Brabant 2005).

Huidige grondwaterkwaliteit

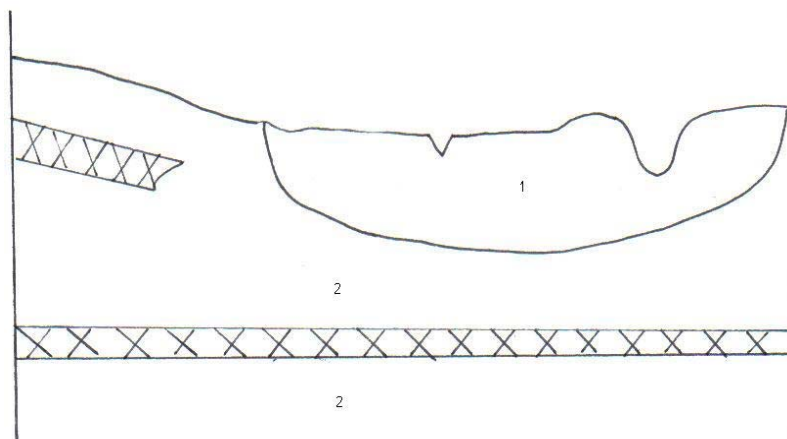
De pH van het grondwater ligt tussen de 5,0 - 5,5. De bicarbonaat- en calciumgehalten zijn relatief hoog (Figuur 15.1-12) en de concentraties fosfaat, nitraat en ammonium behoren alle tot de hoogste twee categorieën. Ook de sulfaatconcentraties zijn verhoogd, de waarden zijn hoger dan 1000 $\mu\text{mol/l}$ (96 mg/l). Kortom, het risico voor zowel directe als indirecte eutrofiering bij vernatting met dit grondwater is een serieus probleem.



Figuur 5.18 Dwarsprofiel van de overgang van de Centrale Slenk naar de Peelhorst ter hoogte van Wijstgronden Uden. (1) Deklaag, (2) Formatie van Veghel, (3) Formatie van Kedichem (/Tegelen), (4) Formatie van Oosterhout, (5) Formatie van Breda, (6) Formatie van Tegelen (Jalink & Loeb 2005).

5.4.7 Urkhovense Zegge

De Urkovensche zegge ligt in het beekdal van de Kleine Dommel. De Formaties van Kedichem en Tegelen zijn in dit gebied bij elkaar circa 30 m en vormen de eerste waterscheidende laag. Daar boven ligt een 30 m dikke laag bestaand uit de Formaties van Veghel en Sterksel die het 1^{ste} watervoerende pakket vormen. De Nuenen-Group vormt hier het topsysteem. De laag is 25 m dik en bevat circa 6 m leem wat al aanwezig is 2 tot 5 m onder het maaiveld. In het beekdal heeft veenvorming plaatsgevonden (Figuur 5.19) (Jalink & Loeb 2005).



Figuur 15.19. Dwarsprofiel van de Urkhovensche zegge (1) Veen (2) Nuenen Groep (Jalink & Loeb, 2005).

Dichtbij de beek is de stijghoogte in het 1^{ste} watervoerende pakket in de winter meer dan 50 cm hoger dan de freatische waterstand. Er is dan langs de Kleine Dommel potentieel kwel uit de Formatie van Veghel en Sterksel mogelijk. In de zomer zakken waterstanden in het freatisch pakket minder snel dan die in het 1^{ste} watervoerende pakket, zodat er geen kwel vanuit deze laag optreedt. In het 2^{de} watervoerende pakket zijn de stijghoogten circa

150 cm lager dan de freatische standen. Grondwater uit dit pakket bereikt niet de bovenste lagen. Vanaf 1200 is er een molen aanwezig in dit gebied waardoor er dijkjes zijn geplaatst om het water op te stuwen (Collsche Molensysteem). Dit heeft geresulteerd in een nat gebied wat deels geïnundeerd is. De belangrijkste waterloop is de Zeggenloop (Jalink & Loeb 2005).

In 1850 is de Urkhovensche Zegge een verkaveld gebied en hoogstwaarschijnlijk als hooiland gebruikt. Sinds 1950 wordt er niet meer commercieel gehooid, waardoor er veel rietland is ontstaan en struweel en bos is opgeslagen (Jalink & Loeb, 2005). Thans bestaat er in de Urkhovensche zegge een gradiënt van heischraal grasland boven in het dal dat via een veldrusassociatie, blauwgrasland, vegetaties met draadzegge overgaat naar een elzenbroekbos (vroeger hakhoutbos) en rietland (Jalink & Loeb 2005). In het Elzenbroekbos is de ondergroei goed ontwikkeld. Er is wel een toename van brandnetels en verruiging geconstateerd. Verder komen er wilgenstruwelen voor met een soortenarme ondergroei. Op de overgangen naar drogere delen staat elzen-essenbos met in de ondergroei onder andere grote keverorchis en vogelmelk. Het rietmoeras is voedselrijk met uitzondering van plekken waar draadzegge en welriekende nachtorchis voorkomt (Jalink & Loeb, 2005).

In het overgangsgebied komt een orchideeënweide voor die gerekend kan worden tot een van de best ontwikkelde blauwgraslandvegetaties van Nederland met overgangen naar veldrusschraalland, draadzeggegemeenschappen en andere voedselarme gemeenschappen. In de orchideeënweide kwam in 1992 onder andere de volgende soorten voor: vlozegge, klein glidkruid, welriekende nachtorchis, gevlekte orchis, rietorchis, dwergzegge, spaanse ruiter, liggende vleugeltjesbloem, heidekartelblad, klokjesgentiaan, schildereprijs, beenbreek, wilde Gagel en veldrus. De eerste zeven soorten duiden op voedselarme, gebufferde omstandigheden. De laatste drie soorten duiden op aëroob, jong grondwater. Gewone dopheide, knolrus en ronde zonnedauw wijzen lokaal op voedselarme, zure standplaatsen (Jalink & Loeb 2005).

Elzenbroekbos of moeras wordt in het overgrote deel van het gebied nagestreefd. Ook enkele percelen vochtig schraalgrasland zijn gedefinieerd als natuurdoeltype. Tegen de hogere westelijke rand aan wordt vochtig bloemrijk hooiland als natuurdoeltype weergegeven. In het oosten geeft de natuurdoeltypenkaart een uitbreiding van het areaal natuur aan (Jalink & Loeb, 2005).

Huidige grondwaterkwaliteit

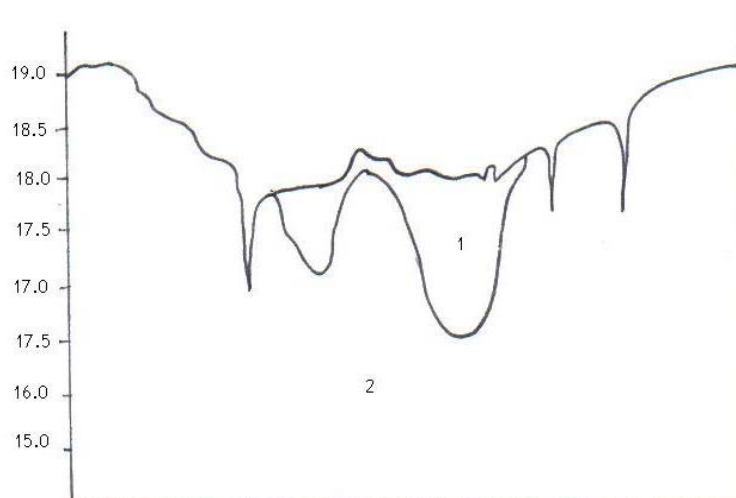
Zoals te verwachten was naar aanleiding van de vegetatiebeschrijving, is de grondwaterkwaliteit in deze natuurparel over het algemeen zeer goed tot goed. De pH en de calciumgehalten liggen bijna allemaal in de hoogste categorie (Bijlage 5.37-42; boven in het midden gelegen), het is dus kalkrijk, gebufferd grondwater. De concentraties fosfaat zijn voldoende laag, terwijl die van nitraat in het westelijk gedeelte wat hoger zijn dan in de rest van het gebied, maar nog wel onder de 100 $\mu\text{mol/l}$ (6,2 mg/l). De sulfaatconcentraties in deze natte natuurparel zijn ouderwets laag, bijna allemaal onder de 250 $\mu\text{mol/l}$ (12 mg/l). Kortom, het grondwater in dit gebied is zeer goed voor vernattingsmaatregelen.

5.4.8 Sang & Goorkens

De natte natuurparel Sang en Goorkens ligt in de centrale Slenk en door bodemdaling zijn de Formaties van Veghel en Sterksel tot grote diepte weggezakt. Boven deze formaties ligt de Nuenen-groep met een dikte van ongeveer 22 m. In het midden en noordoostelijke deel van het gebied bevindt zich op ongeveer 5 m - mv een dikke leemlaag. Het beekdal is in het Weichselien en in het Holoceen opgevuld met veen (Figuur 5.20) (Ertsen *et al.* 2004).

Sang en Goorkens omvat 2 waterlopen, te weten: De Goorloop aan de westkant en de Broekkantse Loop aan de oostkant. Het gebied wordt gevoed door regionale kwel vanuit de Formatie van Sterksel. Aan de randen kwelt lokaal grondwater met een regenwaterkarakteristiek vanuit de hooggelegen dekzandgronden. Vroeger kwam op grote schaal elzenbroekbos voor afgewisseld met veen en natte graslanden. Het veen bestaat uit rietzeggeveen, broekveen en madeveengronden. In de madeveengronden is de bovenste laag van het veen verweerd of veraard. Door turfwinning zijn in het verleden veenputten gegraven (Ertsen *et al.* 2004). In 2004 bestaat de vegetatie in de natte kern van het gebied uit gewoon elzenbroekbos, Berken-elzenbroekbos, wilgenstruweel en natte schaalgraslanden. De aanwezigheid van waterviolier, holpijp en dotterbloem wijst op beïnvloeding door kalkrijk kwel, met name in de central delen. De graslanden worden sinds de jaren 70 als extensief hooiland beheerd. Op de randen van het beekdal en op drogere dekzandtoppen in het dal komt vochtig berken-zomereikenbos voor en een mozaïek van overig naald en loofbos (Ertsen *et al.*, 2004).

De belangrijkste natuurdoeltypen in de EHS van deze NNP zijn vochtig schraalland, bloemrijk grasland en broekbossen (o.a. elzenbroekbos, berken-elzenbroekbos, wilgenbroekbos). Deze natuurdoeltypen vragen een aanpassing van het huidige waterbeheer. Gestreefd moet worden naar verhoging van de grondwaterstand en herstel van de kwel in het maaiveld. Op het moment vindt er ruilverkaveling plaats. Wanneer deze is afgerond kan er een pakket met maatregelen worden opgesteld (Provincie Noord-Brabant 2005).



Figuur 5.20. Dwarsprofiel van Sang en Goorkens (1) Veen (2) Nuenengroep (Ertsen *et al.* 2004).

Huidige grondwaterkwaliteit

De gegevens betreffende het grondwater in dit gebied staan weergegeven in bijlage 5.37 - 43 (meest rechts boven gelegen natte natuurparel). De pH van het grondwater is 6,0, terwijl de calciumgehalten laag zijn. De nitraatgehalten zijn laag, terwijl de fosfaatgehalten op meerdere plaatsen wat hoger zijn (5 $\mu\text{mol/l}$; 0,155 mg/l). De sulfaatconcentraties in dit gebied zijn laag, vrijwel allemaal onder de 250 $\mu\text{mol/l}$ (12 mg/l). Er is hier dus geen sprake van een sulfaatproblematiek!

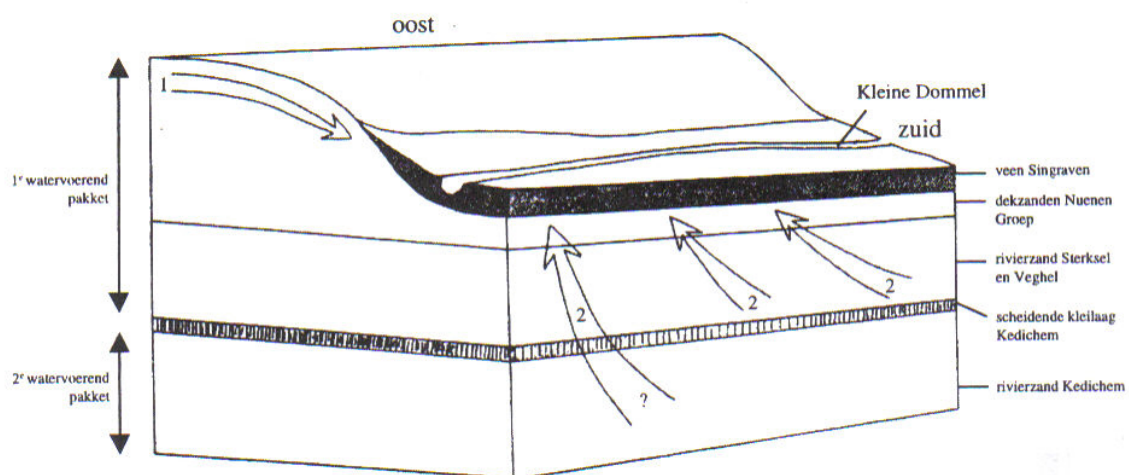
5.4.9 Kleine Dommel

Het beekdal van de Kleine Dommel ligt ten westen van de Strabrechtse heide. Het 1^{ste} watervoerende pakket bestaat uit de Formaties van Sterksel en Veghel waarop zich een laag van circa 20 m (Nuenen Group) bevindt. In gebieden met stagnerende waterafvoer

kwam in het Holoceen veenvorming op gang. In voedselrijke beekdalen ontstond broekveen (Formatie van Singraven). Tijdens het Holoceen konden op plaatsen waar de vegetatie door intensieve beweiding en plaggen was verdwenen stuifzanden ontstaan (Formatie van Kootwijk) (Jalink & Loeb 2005; Van den Bergh & Tromp 1999). In het beekdal van de Kleine Dommel kwelt vanuit het 1^{ste} watervoerende pakket regionaal grondwater vanuit het Belgische gedeelte van het Kempisch Plateau (Kempisch Plateau systeem). Er bestaat onduidelijkheid of diep grondwater vanuit het 2^{de} watervoerende pakket het maaiveld kan bereiken. Het lokale grondwater is in dit gebied afkomstig uit de westelijk gelegen Grote Heide en het oostelijk gelegen Strabrechtse Heide (Schijndel-Mierlo systeemcomplex). Het stroomt vanuit deze gebieden door/over de Nuenen-Group en kwelt in het beekdal (Figuur 5.21) (Jalink & Loeb 2005; Van den Bergh & Tromp 1999).

Rond 1850 was het land langs de Kleine Dommel kleinschalig verkaveld en bestond uit gras- en bouwland. De huidige botanische waarden van de Kleine Dommel is groot, doordat onder andere de gradiënt van het beekdal naar de heide nog redelijk intact is. De soorten die voorkomen zijn: moerasvaren, slangenwortel, waterporselein, grote boterboem, bosbies en beenbreek (Provincie Noord-Brabant 2005). In het noorden wordt de beek begeleid door elzenbroekbossen met een ondergroei van elzenzegge, moeraszegge en stijve zegge. Verder komt er zwarte rapunzel voor. Er komen soorten voor die wijzen op gebufferde, natte omstandigheden zoals gewone dotterbloem, grote boterbloem, blaaszegge en holpijp. Het voorkomen van veldrus geeft aan dat er ook sprake is van lokale kwel. De graslanden langs de beek zijn over het algemeen vrij droog en soortenarm (Jalink & Loeb 2005).

In het noorden van het gebied worden de natuurdoeltypen berkenbroekbos-elzenbroekbos, elzenbroekbos en vochtig schraalgrasland nagestreefd. In het zuidelijk deel wordt het natuurdoeltype vochtig schraalland/bloemrijk grasland nagestreefd. Daarbij zijn nog enkele percelen aangeduid met het doeltype elzenbroekbos, vochtig berken-eiken/beuken-eikenbos of moeras. De hogere zandgronden tegen de beekdalflank zijn aangegeven als vochtig en droog bloemrijk grasland (Jalink 2005). Men wil hier gedeeltelijk hermeandering laten doen plaatsvinden (Provincie 2005).



Figuur 5.21. Dwarsdoorsnede van de Kleine dommel (1) Lokaal, ondiep grondwater, afkomstig van omliggende hogere zandgronden (2) Regionaal, diep grondwater, afkomstig van het Kempisch Plateau. Onduidelijk is of dat er ook grondwater uit het 3^{de} watervoerende pakket wordt aangevoerd (Van den Bergh & Tromp 1999).

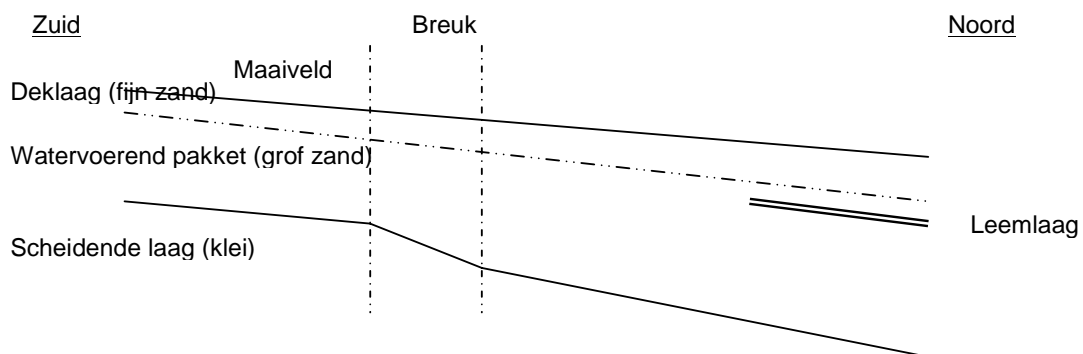
Huidige grondwaterkwaliteit

Ook van dit gebied zijn de data betreffende de grondwaterkwaliteit te vinden op bijlage 5.37-43. Afhankelijk van de positie op de gradiënt van hoog in het landschap naar beek is

het grondwater vrij zuur tot neutraal. Ook lage en hoge concentraties van calcium correleren hier mee. De gehalten fosfaat en nitraat zijn laag. Ook de gehalten aan sulfaat, zijn hier op veel plaatsen zijn laag ($< 250 \mu\text{mol/l}$, 12 mg/l), slechts op enkele plaatsen iets hoger. Aan de hand van deze sulfaatconcentraties is goed te zien dat het inzigtgebied van deze natte parel niet-agrarisch gebied is, namelijk de Strabrechtse heide. De mogelijkheden voor vernatting via grondwater zijn hier dan ook hoog.

5.4.10 Keersop & Beekloop

De Keersop en Beekloop ligt grotendeels in de gemeente Bergeijk en voor een klein gedeelte in de gemeente Valkenswaard. De Keersop en de beekloop zijn min of meer natuurlijk afwaterende beken, die eeuwenlang onderhevig zijn geweest aan menselijke ingrepen. Het beekdal van de Keersop is relatief breed (ca. 0,5 km) ingesleten met hoogteverschillen van 3 tot 5 m. In de midden- en benedenloop van de Keersop zijn schraallanden aanwezig ((DLG 2007; Cools *et al.* 2006). De ondergrond in het stroomgebied heeft een 1 - 2 m. dikke deklaag van lemig/fijn zanden met leem- en veenlagen in de stroombedding van de Keersop. Onder de deklaag ligt een 10 to 25 m. dikke pakket met grove zanden (Formatie van Sterksel) dat het 1^{ste} watervoerende pakket vormt (Figuur 5.22). Nabij de Belgische grens is het watervoerend pakket nog dieper, circa 100 tot 150 m. In het eerste watervoerende pakket komt plaatselijk een leemlaag voor, met name in Ganzenbroek en ten noorden van Westerhoven. Een dikke leemlaag komt voor ter plekke van de samenkomst van de Beekloop en de Keersop. De Formatie van Sterksel is kalkarm, alleen op grote diepte komen kalkrijke lagen voor(DLG 2007).



Figuur 5.22 Geschematiseerde opbouw van de Keersop en Beekloop ter plekke van een kleinere breuk (niet de Feldbiss breuk).

De geologische breuken die in het gebied liggen hebben een wisselend effect op de grondwaterstand. Veelal is het grondwater benedenstrooms van de breuk lager dan aan de andere zijde. Het grondwater in het 1^{ste} watervoerende pakket stroomt in de omgeving van de Beekloop overwegend van zuid naar noord. Ten noorden van het Keersopdal stroomt het grondwater overwegend van zuidwest naar noordoost. Veel grondwater infiltreert als gevolg van waterwinningen in Lommel, Luyksgestel en Dommelen. Er komt plaatselijk wel regionale kwel voor. Op diverse flanken van de Keersop en nabij de Beekloop kwelt lokaal grondwater. Met name in het zuidelijk deel van het Goorbroek komt (zeer) veel zeer ijzerrijk grondwater voor tot aan het maaiveld. Het diepe grondwater is matig zuur en bevat lage concentraties van overige stoffen. Het ondiepe grondwater is minder zuur, meer gebufferd en bevat hogere concentraties. De Beekloop en Keersop worden al meer dan 100 jaar door kalkhoudend kanaalwater uit België beïnvloed. Door plaggenbemesting en bezanden zijn in het beekdal enkeerdgronden ontstaan. (DLG 2007; Cools *et al.* 2006).

In de jaren '80 worden op voormalige vloeiwijden kalkminnende soorten gevonden als; herfsttijlloos, moesdistel, zwarte rapunzel, beemdooievaarsbek en gele zegge (Anonymus, 2007). Enkele jaren geleden zijn enkele hooilanden en landbouwpercelen in het Goorbroek

afgegraven. In het zuidelijk deel zijn in 2004 soorten gevonden die kenmerkend zijn voor veldrushooiland, vochtig heischraal grasland en natte heide. Door de toevoer van zeer ijzerrijk grondwater groeien er in de lagere delen van de percelen en de aangrenzende sloten tevens veel exemplaren van duizendknoopfonteinkruid en holpijp (Cools *et al.* 2006). In de beek komt naast de vrij algemene soorten zoals de grote waterranonkel en verschillende typen kroos, de zeldzame vlottende waterranonkel voor. In greppels en langs oevers komen kwelminnende soorten als bosbies, gewone dotterbloem, adderwortel, klimopwaterranonkel en tweerijige zegge voor (DLG 2007). Volgens Cools *et al.* (2006) dient er onderzocht te worden of het ontwateringssysteem aangepast kan worden door middel van aanpassingen in de slootdichtheid, slootdiepte en beekregiem. Voor de percelen die niet zijn afgegraven is het belangrijk dat ook hier de bemeste laag wordt verwijderd. Verder moet worden gekeken of het mogelijk is de parallel lopende beek ondieper te maken.

Huidige grondwaterkwaliteit

De pH van het grondwater in dit gebied is hoog, meestal boven de 6,5 (Bijlage 5.37-43), terwijl ook de calciumwaarden hoog zijn. Over de nitraatgehaltes is maar weinig bekend, wel zijn de fosfaatconcentraties relatief hoog. De sulfaatconcentraties in het grondwater in dit gebied zijn hoog, bijna allemaal tussen de (500)1000 - 2000 $\mu\text{mol/l}$ ((48)96-192 mg/l). Kortom, dit is een gebied waarbij met deze problematiek terdege moet worden rekening gehouden wanneer vernattingsmaatregelen worden uitgevoerd.

Hoofdstuk 6. Grondwaterkwaliteitsaspecten bij vernatting van verdroogde natte natuurparels

6.1 Inleiding

In de provincie Noord-Brabant zijn 81 natte natuurparels aangewezen. Een deel van het oppervlak van deze natuurparels is verdroogd en/of nog onder agrarisch beheer. Daarnaast zijn de natte natuurparels heel verschillend van aard. Sommige liggen hoog op de plateaus in het landschap, andere langs beken (van bovenloop tot benedenloop) of in de laaggelegen delen van het landschap. De hydrologische positie is daardoor zeer gevarieerd en de invloed van grondwater en/of oppervlaktewater ook. De verschillende vegetaties in natte natuurparels kunnen gevoed worden door regenwater, lokaal grondwater en/of regionaal grondwater, ieder met zijn karakteristieke chemie. De invloed van oppervlaktewater op natuurparels is ook sterk variërend. Kortom, er is niet zo maar een eenvoudig beeld te geven welke maatregelen tegen verdroging effectief zijn in een natte natuurparel. Dit hangt in hoge mate af van de specifieke situatie, zoals de hydrologie van het gebied, de oorzaken van verdroging, de kwelintensiteit, de chemie van het grond- en oppervlaktewater en het huidige landgebruik (landbouw of natuur). Kortom, vernatting van (delen van) een natte natuurparel vereist in elke situatie maatwerk. Het gaat hierbij om een goede kennis over het hydrologisch systeem, maar ook de biogeochemie van de verschillende landschapscomponenten.

6.1.1 Verdroogd agrarisch gebied en verdroogde natuur in natte natuurparels

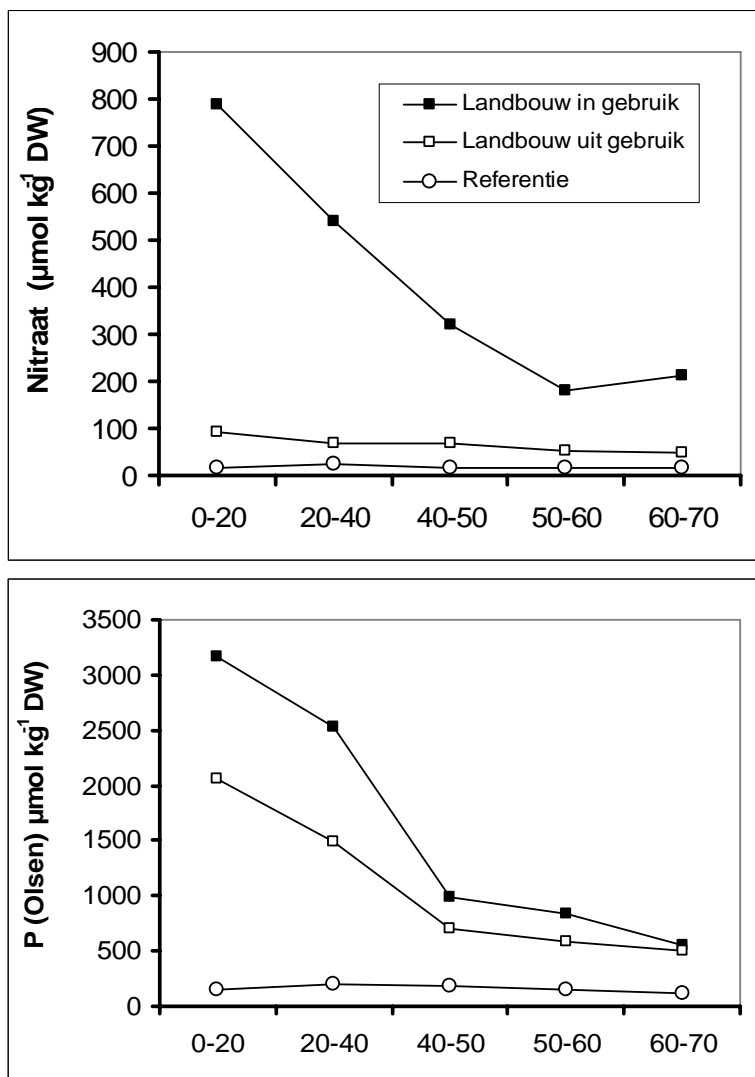
In het algemeen blijkt bij vernatting het erg moeilijk te zijn om op regionale schaal het hydrologisch systeem volledig te herstellen. Maatregelen om verdroging in natte natuurparels tegen te gaan kunnen dan ook vaak alleen door (combinaties van relatief lokale maatregelen worden uitgevoerd. Ook zijn in de als natte natuurparel begrensde gebieden naast bestaande (verdroogde) natte natuur, nog veelvuldig landbouwpercelen aanwezig, met hun specifieke problematiek van nutriëntenaccumulatie. Ten eerste, wordt in paragraaf 6.2 van dit hoofdstuk aangegeven wat deze problematiek betekent voor vernatting en welke maatregelen noodzakelijk zijn om toch tot de gewenste uitgangssituatie voor natuurdoeltypen te komen. In veel natte natuurparels zijn al of niet verdroogde natuurelementen, van natte heide tot broekbos, aanwezig. Vaak worden lokale maatregelen uitgevoerd om het grondwaterpeil te verhogen via het vasthouden en opstuwten van gebiedseigen water in bestaande natuurgebieden. In paragraaf 6.3 van dit hoofdstuk wordt beschreven wat de risico's zijn van deze simpele maatregelen als opstuwten etc. Vooral de hoeveelheid sulfaat in het inkomende grondwater is daarbij van groot belang en een groot risico, zeker aangezien in meerdere Noord-Brabantse natuurparels deze concentraties ernstig verhoogd zijn in het ondiepe grondwater (zie hoofdstuk 5). Ook wordt in deze paragraaf aangegeven hoe je in deze situatie toch op een verstandige wijze kunt vernatting, zonder dat door sulfaattoevoer interne eutrofiëring optreedt! Vervolgens wordt in paragraaf 6.4 de uitkomsten van de workshop met betrekking tot praktijkervaringen in relatie tot vernatting van natte natuurparels in Noord-Brabant gepresenteerd.

6.2 Vernatting van voormalige landbouwgronden

6.2.1 P-mobilisatie bij vernatting

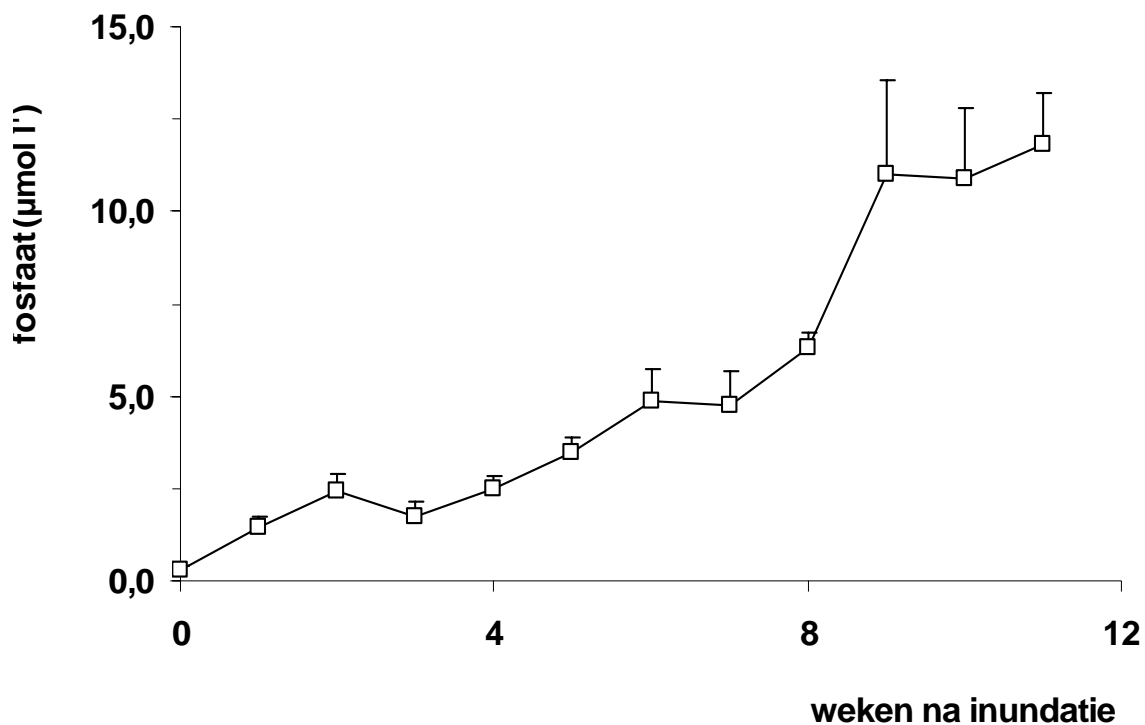
In natte natuurparels zijn op dit moment op veel plaatsen landbouwgronden aanwezig die omgezet moeten worden naar natte natuur. Nitraat in de bodem spoelt (na omvorming) voor een groot deel uit naar het grondwater en oppervlaktewater, of verdwijnt via denitrificatie als N_2 (stikstofgas) naar de atmosfeer. Fosfaat blijft echter zeer goed gebonden onder droge omstandigheden, waardoor vrijwel de hele gift uit het verleden is vastgelegd en opgehoopt in de bovenlaag (o.a. Smolders *et al.* 2005) (Figuur 6.1).

De diepte van de fosfaatverzadiging (fosfaatfront) hangt samen met de grootte en duur van de P-gift, het bodemtype en het grondgebruik (diepgeploegd of niet). In veen- en kleibodems wordt meestal meer fosfaat per volume gebonden dan in zandige bodems, waardoor het 'fosfaatfront' bij gelijke gift minder diep ligt. Het front kan echter in veel situaties dieper liggen dan de bouwvoor en is daarmee niet op het oog te bepalen. Onder droge omstandigheden is de fosfaatbeschikbaarheid in deze natuurontwikkelingsgebieden al erg hoog, maar dit is nog niets vergeleken bij de situatie na vernatting (plas-dras of overstroming).



Figuur 6.1 Diepteprofiel van nitraat (boven) en fosfaat (onder) van 0-20 cm tot 60-70 cm diepte in landbouwgrond (al of niet in gebruik) en referentienatuurgebied (gemiddelde van 10 diepteprofielen van gebieden verspreid over het Nederlandse zandlandschap) (Smolders *et al.* 2006).

De beschikbaarheid van fosfaat in de bodem wordt sterk bepaald door de zuurgraad en de redoxpotentiaal van de bodem. Bij vernatting neemt de zuurstofconcentratie in de bodem snel af en gaan verschillende stoffen optreden als alternatieve oxidator in plaats van O_2 . Na de reductie van nitraat wordt ijzer gereduceerd van Fe^{3+} naar Fe^{2+} . (Patrick & Khalid 1974; Ponnamperna 1984; Hoofdstuk 2). Ijzerverbindingen hebben in gereduceerde toestand echter een beduidend lagere P-bindingscapaciteit, waardoor fosfaat bij vernatting in hoge mate gemobiliseerd wordt en in het bodemvocht en, indien aanwezig, in de bovenstaande waterlaag terecht komt. Deze fosfaatmobilisatie na vernatting van voormalige landbouwgrond is aangetoond voor zowel zand- als veenbodems (o.a. Lamers *et al.* 1999; Lucassen & Roelofs 2005). Voor Ca- en Fe-arme kleibodems of kleibodems met veel organisch materiaal, geeft vernatting wel fosfaatmobilisatie, anders niet. Een dun kleidek op veen verhoogt in sterke mate de gevoeligheid voor P-mobilisatie na vernatting. Kortom, wanneer de ijzergebonden P-fractie in de bodem aanzienlijk is, zal vernatting altijd leiden tot fosfaateutrofiëring, los van de kwaliteit van het vernattingswater (Figuur 6.2). Dit kan leiden tot hypertrofe omstandigheden, met dominantie van snelgroeiende soorten als pitrus of liesgras. Algenbloei of kroosdekontwikkeling kan voorkomen bij de aanwezigheid van een waterlaag is (Figuur 6.3).



Figuur 6.2 Mobilisatie van fosfaat in het poriewater in een uiterwaardgrasland (beweid) die tot maaiveld vernat werd (x-as tijd in weken) (Lamers *et al.* 2006).

Hoewel de mineralisatie van fosfor bij de afbraak van organische stof geremd kan worden door vernatting, blijft het netto-resultaat door P-mobilisatie toch sterke eutrofiëring. Omdat de fosfaatconcentratie na vernatting vele malen hoger is dan de concentratie in het aangevoerde water, kan dan met recht gesproken worden van interne eutrofiëring.

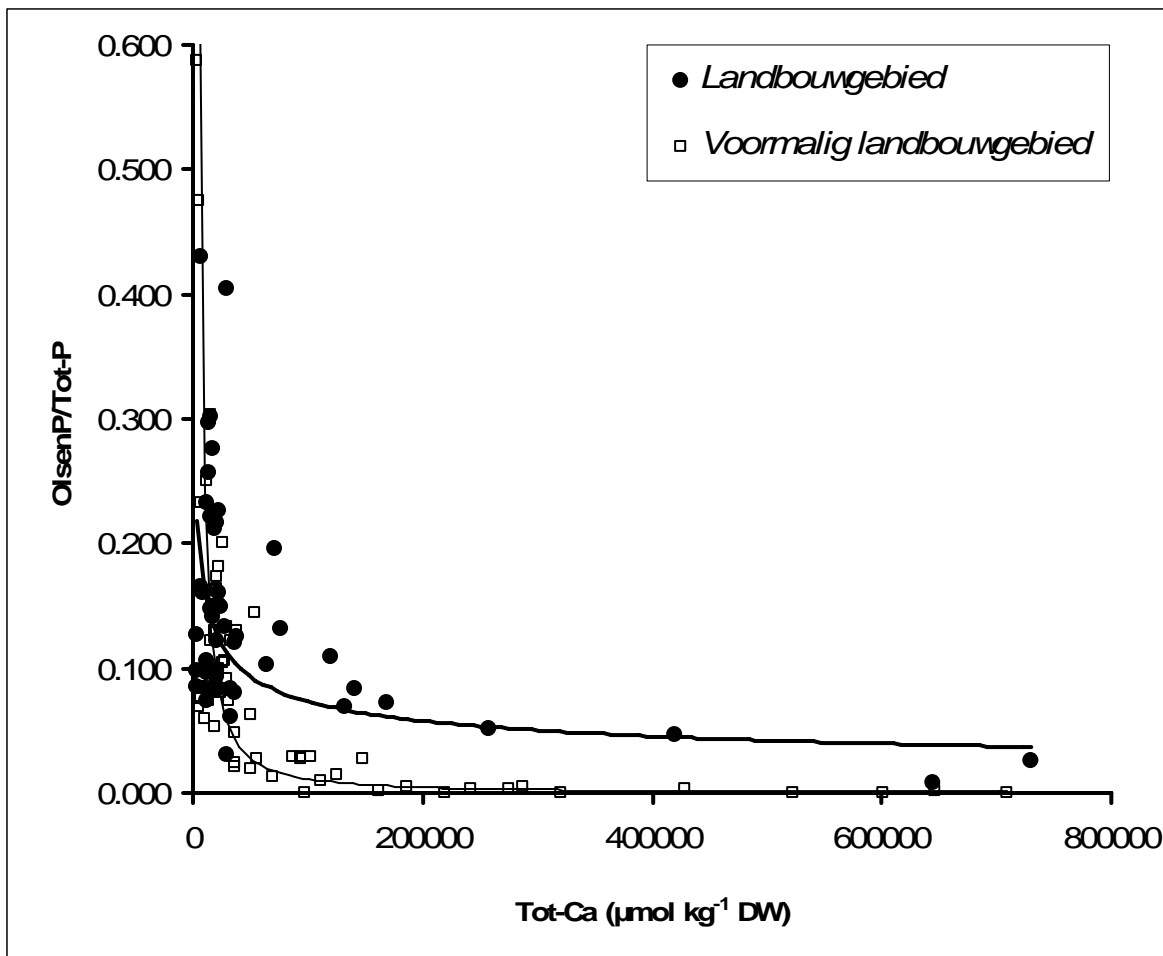


Figuur 6.3. Overdadige ontwikkeling van pitrus na vernatting van P-rijke landbouwgrond (Heuloerbroek) zonder verwijdering van de P-verrijkte laag (foto E. Lucassen).

6.2.2 Geen P-mobilisatie bij vernatting

6.2.2.1 Kalkrijke bodems

Het is te verwachten dat er weinig mobilisatie van P bij vernatting optreedt in bodems waarin maar een kleine hoeveelheid fosfaat aan ijzer gebonden is, aangezien vooral deze fractie zeer gevoelig is voor redoxverschuivingen. Dit is het geval in kalkrijke bodems (bijv. sommige kleien of in zandgebieden met invloed van Brabantse leem), waarin een groot deel van het fosfor aan calcium gebonden is. De Ca-P fractie is nauwelijks gevoelig voor redoxveranderingen en bij vernatting van kalkrijke voormalige landbouwgronden treedt dan ook vrijwel geen fosfaatmobilisatie op. Uit zeer recente metingen van de bodemchemie verspreid over voormalige landbouwgronden in het zandlandschap van Nederland is naar voren gekomen dat het aandeel van plantbeschikbaar P (uitgedrukt als Olsen-P) van de totale hoeveelheid P sterk bepaald wordt door het Ca-gehalte van de bodem (Figuur 6.4). Het aandeel plantbeschikbaar P is altijd hoog bij Ca-gehaltenes onder de 30 mmol per kg droge grond, terwijl bij waarden daar boven deze ratio zeer laag is en er relatief weinig P beschikbaar is voor plantopname. In deze dataset is ook te zien dat deze ratio in voormalige landbouwgrond lager is dan in gebied dat nog in agrarisch gebruik is. Dit komt doordat beschikbaar P steeds meer geïmmobiliseerd wordt in resistentere Ca-P complexen. Kortom, landbouwgronden met hoge Ca-gehaltenes (\gg 30 mmol per kg droge grond) kunnen (indien de totaal-P concentratie niet te hoog is) soms dan ook zonder aanvullende maatregelen als ontgronden (zie par. 6.2.3) verschaald en/of vernat worden, waarbij wel vervolfbeheer met maaien of begrazen noodzakelijk is om de vegetatie in het begin niet te ruig laten worden. Enkele jaren braak laten liggen maakt de situatie in kalkrijke gronden nog gunstiger door de vorming van meer resistente Ca-P complexen.



Figuur 6.4. Verband tussen het aandeel van de Olsen-P concentratie in de totale P-concentratie (mol/mol) en het totale Ca-gehalte in de bodem van landbouwgronden verspreid over het zandgebied van Nederland. De voormalige landbouwgronden waren 2-6 jaar uit gebruik (Smolders et al. in druk).

6.2.2.2 IJzerrijke kwel

Belangrijk voor een voorspelling van fosfaatmobilisatie bij vernatting van voormalige landbouwgronden is niet alleen de grootte van de ijzergebonden fractie, maar ook de bezetting van het beschikbare ijzer met fosfaat (zie par. 3.3). Bij een hoge fosfaatconcentratie en hoge bezetting van het beschikbare ijzer met fosfaat is het zo goed als zeker dat er problemen op zullen treden. Dit geldt voor heel veel, niet-kalkrijke voormalige landbouwgebieden. Landbouwbodems die zeer rijk zijn aan ijzer kunnen grote hoeveelheden fosfaat binden. Wanneer ze ver 'opgeladen' zijn met fosfaat door jarenlang agrarisch gebruik, terwijl er geen grote aanvoer van ijzer meer is, is het eutrofiëringsrisico bij vernatting juist erg groot! Op locaties waar ondanks agrarisch gebruik veel ijzerrijke kwel tot de wortelzone komt, is de fosfaatbeschikbaarheid gering, omdat alle fosfaat gebonden wordt aan de overmaat aan ijzer. Dit is echter alleen het geval zolang het grondwatersysteem met regelmatige toevoer van ijzer (en weinig sulfaat, zie par. 3.3 en 3.4) blijft functioneren. Valt de kwel hier weg en daarmee de toevoer van ijzer, dan is vervolgens het risico op fosfaatmobilisatie juist groot.

Geconcludeerd kan worden dat in bovengenoemde twee gevallen (kalkrijke bodems of aanhoudende Fe-rijke kwel) verhoging van de grondwaterstand (vernatting) in voormalige landbouwgrond direct kan worden doorgevoerd zonder eerst maatregelen te nemen om de verrijkte bodem te verwijderen, of na slechts de toplaag van de bodem verwijderd te

hebben. Helaas is dit naar schatting maar in een gering deel van de natte landbouwgronden (< 10 %) het geval.

6.2.3 Maatregelen ter beperking van P-mobilisatie in voormalige landbouwgrond

6.2.3.1 Ontgronden en daarna vernatten

Het verwijderen van de fosfaatverzadigde bodemlaag (‘ontgronden’) bij vernatting van voormalige landbouwgrond is dus veelal onontkoombaar. Door het bodemprofiel op fosfaat te analyseren kan bepaald worden tot op welke diepte de grond verwijderd dient te worden om een uitgangssituatie te verkrijgen die na vernatting voedselarm blijft en zo woekering van ongewenste soorten voorkomt. In het algemeen kan gesteld worden dat bodems met P-Olsen waarden boven de of 200 - 300 μmol per l bodem verwijderd dienen te worden om een kansrijke uitgangssituatie te scheppen. Indien aanwezig, is het van groot belang om restpopulaties van doelsoorten te sparen. Verder leidt te ondiep plaggen of afgraven tot sterke eutrofiëring bij vernatting, te diep kan onnodig geld kosten en kan ook vanwege een duurzaam watersysteem niet gewenst zijn. Bij deze maatregel, ontgronden en daarna vernatten, treedt uitgaande van een landbouwakker zonder enige natuurwaarde altijd ook winst op voor de fauna.

Het succes van het gericht verwijderen van het fosfaatfront, alvorens te vernatten, blijkt uit verschillende herstelprojecten die uitgevoerd zijn in Nederland, ondermeer in de provincies Limburg en Gelderland. Vooral drooggelegde vennen in agrarisch gebied (bijvoorbeeld Heereven, Limburg) kregen relatief weer snel hun kenmerkende water- en oeverplanten terug (zaadvoorraad!) na adequate verwijdering van de fosfaatverrijkte landbouwgrond. Ook de ontwikkeling naar natte heide of natte schraallanden op voormalige landbouwgrond kan succesvol zijn na adequate verwijdering van de fosfaatverrijking en de aanwezigheid van de gewenste hydrologie (zowel in kwaliteit als kwantiteit) (voorbeeld: Wissels Veen, Gelderland). Echter, veel doelsoorten zijn na langdurig landbouwkundig gebruik uit de zaadvoorraad verdwenen en als er geen relictpopulaties in de directe nabijheid meer zijn, zijn vaak aanvullende maatregelen noodzakelijk om tot meer volledig herstel te komen (Dorland *et al.* 2005; Janssen *et al.* 2007). Het uitleggen van hooi en/of strooisel uit soortenrijke referentievegetaties kan dan soelaas bieden om tot volledig herstel van de vegetatie te komen (Bekker & Van den Berg 2005).

6.2.3.2 Maaien, begrazen en/of uitmijnen

Afgraven is duur; kan het fosfaat niet gewoon afgevoerd worden door begrazing of maai-beheer, eventueel met uitmijnen? Begrazingsbeheer levert nauwelijks of geen afvoer van nutriënten, doordat het vee bijna altijd binnen het gebied blijft. Berekeningen hebben aangetoond dat het via maai-beheer inderdaad mogelijk is om P te verwijderen uit vernatte landbouwgrond, maar dat hiervoor een tijdbestek van meerdere decennia tot honderden jaren uitgetrokken moet worden om tot de noodzakelijke verlaging van de P-beschikbaarheid te komen (Lamers *et al.* 2005). Uiteraard is dit afhankelijk van de mate van fosfaataccumulatie in het systeem, en daarmee van de intensiteit en de duur van het (voormalige) agrarische gebruik. Overigens kan ontgronden, afhankelijk van de kwaliteit van de bodem, ook geld opbrengen indien er in de omgeving grond nodig is voor infrastructurale werken. Sommige natuurherstelprojecten zijn op deze wijze met winst afgesloten.

In droge tot vochtige situaties is gebleken dat uitmijnen gedurende een aantal jaren wel redelijk kan werken om de fosfaatbeschikbaarheid in de bodem en daarmee de productiviteit van de vegetatie te verlagen (Kemmers *et al.* 2006). In al natte situatie lijkt uitmijnen niet realistisch te zijn, vanwege de slechte groei van de meeste gewassen onder

deze condities. Ook kan de extra gift van N dan weer voor aanvullende problemen zorgen, zoals o.a. ammoniumtoxiciteit en emissies van het broeikasgas N₂O (Lamers *et al.* 2005). Een optie zou kunnen zijn om een combinatie toe te passen van ontgronden en uitmijnen. Hierbij wordt eerst de meest fosforrijke bodemlaag afgegraven, waarna de hieronder liggende, reeds armere bodemlaag, wordt uitgemijnt, waarbij ook bemest wordt zonder P. Met name in situaties waar ontgronden tot op de voldoende arme bodemlaag niet mogelijk is (te diep) kan deze methode soulaas bieden. Vervolgens kan wanneer de hoeveelheid Olsen-P in de bodem aantoonbaar voldoende laag is (zie eerder), worden gestart met vernatting.

6.2.3.3 Toedienen van ijzer of kalk

Mogelijkerwijs zou be-ijzering een bijdrage kunnen leveren aan de bestrijding van fosfaatmobilisatie na vernatting, zoals van nature bij ijzerrijke kwel. Op dit moment is nog niet aangetoond dat deze maatregel effectief is bij vernatting van voormalige landbouwgrond, en het is waarschijnlijk dat bij hoge fosfaatmobilisatie deze maatregel niet duurzaam is. Toediening van aluminiumzouten, die niet redoxgevoelig zijn, zou in principe beter werken om fosfaat vast te leggen, maar is in de Nederlandse situatie nog nooit toegepast. Bij verzuringsgevoelige bodems bestaat er dan wel risico met betrekking tot aluminiumvergiftiging. Momenteel wordt nog onderzocht of de combinatie van ondiep ontgronden, waardoor niet alle P verwijderd wordt en bekalken een optie is om de fosfaatbeschikbaarheid in de vernatte situatie laag te houden.

6.2.3.4 Omwisselen van natuurdoeltype

Indien het fosfaat te diep in de bodem is doorgedrongen, is ontgronden geen optie vanwege de hoge kosten die het met zich meebrengt of het ontstaan van te diepe laagtes. Dit kan bijvoorbeeld ook betekenen dat de (meest) fosfaatrijke percelen buiten het vernattingsplan gehouden worden (compartimentering) en in droog schraalland omgezet worden via verschrallingsbeheer, of dat er gekozen wordt voor een alternatieve, geschiktere locatie. Een aanzienlijk deel van de moerasgebieden in Nederland zijn in de eerste helft van de vorige eeuw omgevormd tot bos en daarbij deels drooggelegd (of althans een poging daartoe ondernomen). Soms zijn dit zeer uitgestrekte gebieden zoals het Weerterbos in Limburg, of meer kleinschalig zoals het Verbrande Bos bij Staverden (Gelderland). Deze bosgebieden zijn (vrijwel) nooit bemest en er is geen excessieve fosfaatophoping in de bodem. In dergelijke gebieden kan bij vernatting volstaan worden met het verwijderen van de bomen, de organische toplaag en het vervolgens dichten van de drainagesloten of drains (o.a. Bobbink *et al.* 2004; Smolders *et al.* 2006). De zo gecreëerde "wetlands" kunnen zich dan ontwikkelen in de richting van (relatief) voedselarme natte natuur, wanneer de hydrologische condities weer hersteld zijn. Dit verlies aan bosoppervlakte zou gecompenseerd kunnen worden door het laten ontwikkelen via nat ruigte, van natte bossen (eutroof nat bos, wilgenstruweel) op te ernstig fosfaatverzadigde landbouwgronden van natte natuurparels. Dit is ook gunstig voor de fauna. Vanuit natuuroogpunt is deze omwisseling van doelstelling een goede mogelijkheid om fosfaatarme, marginale (natte) bosgronden weer om te vormen tot natte natuurdoeltypen als vennen, natte heide of nat schraalland.

6.3 Vernatten van bestaande natuur

6.3.1 Permanent hoog opstuwen van het (grond)waterpeil

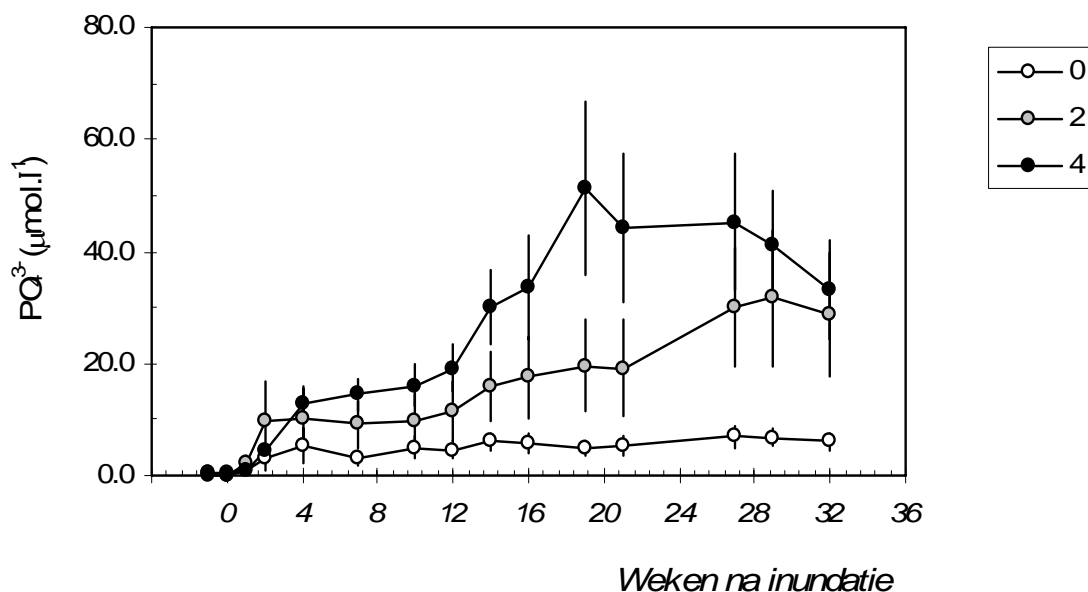
Herstel van de regionale hydrologie is lastig en niet altijd op korte termijn mogelijk. Daarom worden veelal combinaties van lokale (interne) vernattingsmaatregelen uitgevoerd, waarbij wel geprobeerd wordt om via externe maatregelen de kwelinvloed te

verhogen. Natte natuur zoals bijvoorbeeld elzenbroekbossen die verdroogd zijn door (oppervlakkige) drainage, lijken "eenvoudig" vernat te kunnen worden als er voldoende grondwaterdruk is. Door de drainagesloten te dempen vult het systeem zich met (regionaal) grondwater. Onder natuurlijke omstandigheden was er in kwelgebieden bijna altijd sprake geweest van een overschot aan grondwater dat via beken of door wegzijging in de lage delen werd afgevoerd. Kortom, er was doorstroming van dit water. Wordt de afwateringsbeek zo hoog opgestuwd dat er geen water meer wordt afgevoerd en stijgt het waterniveau in het vernatte systeem tot de stijghoogte van het grondwater, dan is er sprake van stagnerend water (Figuur 6.5).



Figuur 6.5 Het te hoog opstuwen van het grondwater kan leiden tot een stagnerend hoog waterpeil.

Dit permanent hoog opstuwen van (grond)water kan leiden tot interne P-eutrofiëring, indien het water sulfaatrijk is. Dit is onder meer aangetoond voor natte schraallanden, broekbossen, veenweiden en laagveenwateren. Interne eutrofiëring treedt daarbij vooral op in veenbodems en andere bodems met een hoog organisch stof gehalte, zoals aanwezig is in veel (voorheen) natte natuurgebieden (Figuur 6.6 en Hoofdstuk 2).



Figuur 6.6. Mobilisatie van fosfaat in het bodemwater van intacte natte schraallandplaggen die geïnundeerd werden met (2 en 4 mmol/l) of zonder sulfaat (0) in het water (Lamers et al. 1998).

Uit recent OBN-onderzoek in het laagveengebied is gebleken dat de sulfaatconcentraties in het toestromende (grond)water niet hoger mogen zijn dan 100 - 200 $\mu\text{mol/l}$ (10 - 20 mg/l). Zijn de waarden hoger dan is uit experimentele studies gebleken dat interne eutrofiëring optreedt. Tevens blijken vrijwel alle Rode-lijst soorten in deze laagveengebieden niet meer aanwezig te zijn als de 200 μmol sulfaat/l grens is overschreden (Lamers *et al.* 2006).

Een voorbeeld uit de praktijk met betrekking tot deze problematiek is het volgende: in twee verdroogde elzenbroekbossen in Noord-Limburg zijn permanent hoge waterpeilen ingesteld als vernattingsmaatregel. Binnen één - twee jaar trad een ontwikkeling van ongewenste soorten als liesgras, mannagrass en klein kroos op en verdwenen de doelsoorten die nog op de voormalige kwelplekken aanwezig waren (Boxman & Stortelder 2000; Lucassen *et al.* 2005) (Figuur 6.7). Experimenten met exclusures in één van deze elzenbroekbossen (het Dubbroek) laten zien dat een stagnerend hoog waterpeil, in combinatie met verminderde aanvoer van ijzer en nitraat via het grondwater, leidt tot een daling van de redoxpotential in de bodem. In combinatie met de verhoogde sulfaatgehalten in het grondwater, veroorzaakt dit een toename van sulfaatreductie in de bodem waarbij sulfide (S^{2-}) gevormd wordt. Dit bindt sterk aan geoxideerd ijzer en ijzer van ijzerfosfaatcomplexen, onder vorming van FeS_x . De concentratie vrij reactief ijzer dat fosfaat kan binden neemt af en fosfaatmobilisatie wordt gestimuleerd. Dit effect wordt nog eens versterkt door de verminderde aanvoer van ijzer en calcium via het grondwater door afname van de kwel. Het gevolg is massale ontwikkeling van de genoemde eutrofe plantensoorten (Lucassen *et al.* 2005). Door het kroosdek wordt de waterlaag zuurstofloos en kan sulfide oplossen (rotte-eieren geur). Dit is toxisch voor de onderwaterfauna (Van der Welle *et al.* submitted). Kortom, deze manier van vernatting is niet succesvol, zeker niet als de sulfaatconcentraties verhoogd zijn.



Figuur 6.7 Het Kaldenbroek direct na opstuwen in 1998 (links) en 1 jaar na permanent opstuwen in 1999 (rechts). Zichtbaar is de massale ontwikkeling van mannagrass en klein kroos alsmede het verdwijnen van de dotterbloem in de stagnerende waterlaag (foto E. Lucassen).

6.3.2 Vernatten via een natuurlijk waterpeilbeheer

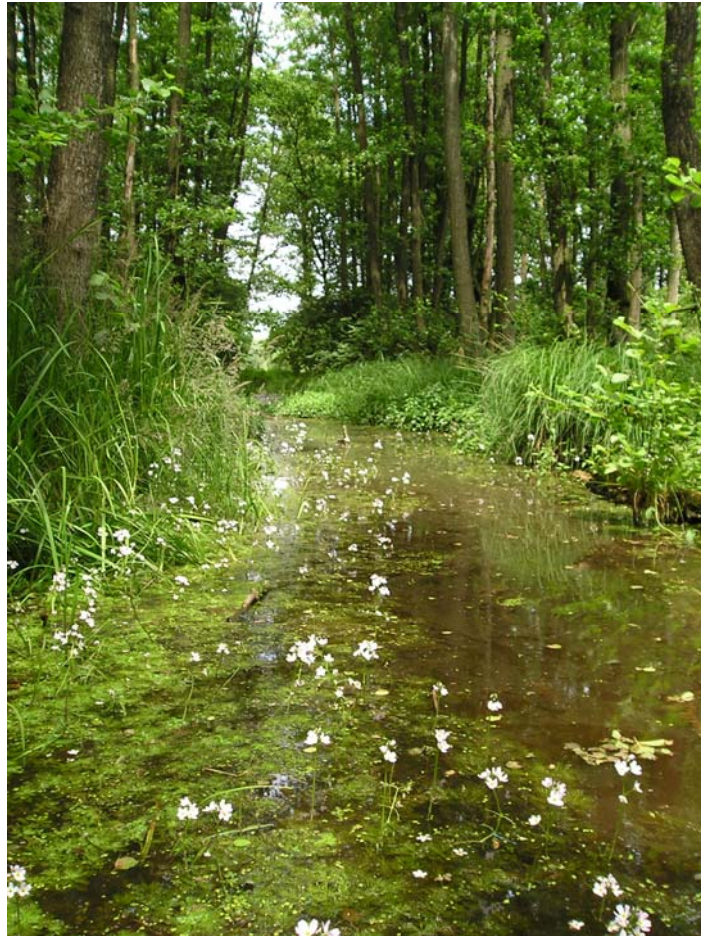
Er kan ook vernat worden via een meer natuurlijk waterpeil, waarbij gepoogd wordt om doorstroming van grondwater te stimuleren en er ook droogval in de zomer wordt toegestaan. Dit is recent uitgetest in elzenbroekbos in Noord-Limburg (o.a. Koelbroek). Door via een regelbare stuw het grondwater minder extreem op te stuwen tot beneden de potentiële stijghoogte van het grondwater, blijft een positieve grondwaterdruk gehandhaafd waardoor doorstroming plaats blijft vinden. Door het lagere waterpeil en de aanhoudende aanvoer van ijzer daalt de redoxpotentiaal in de bodem minder sterk waardoor sulfaatreductie en daarmee gepaard gaande fosfaatmobilisatie beperkt blijven. Het fosfaat dat toch vrijkomt in de bodem wordt gebonden aan geoxideerd ijzer in de nog zuurstofbevattende toplaag van de bodem of wordt afgevoerd via de stromende waterlaag (Lucassen *et al.* 2004).

Het is hierbij essentieel om, zoals van nature, het waterpeil in de zomer niet meer op te stuwen. Van nature wordt de winter gekenmerkt door een hoge waterstand en de (na)zomer door een lage. Eén of enkele maanden van relatieve droogte in de zomer heeft vaak zeer positieve effecten op voedselarme natte systemen. Dit komt omdat door droogval van bodems het ijzer in de bodem wordt geoxideerd waardoor het weer beter fosfaat kan binden. Met name voor zwavelrijke systemen is dit van groot belang. Bij een hoge waterstand wordt sulfaat gereduceerd tot sulfide dat samen met ijzer wordt omgezet in ijzersulfiden. Deze ijzersulfiden kunnen in tegenstelling tot ijzer(hydr)oxiden geen fosfaat binden. Bij droogval worden ijzersulfiden juist geoxideerd waardoor opnieuw ijzer(hydr)oxiden ontstaan en sulfaat vrijkomt. Wanneer vervolgens het waterniveau weer stijgt, zal het mobiele sulfaat grotendeels via het neerslagoverschot verdwijnen terwijl de immobiele ijzer(hydr)oxiden in de bodem achterblijven (Lucassen *et al.* 2005).

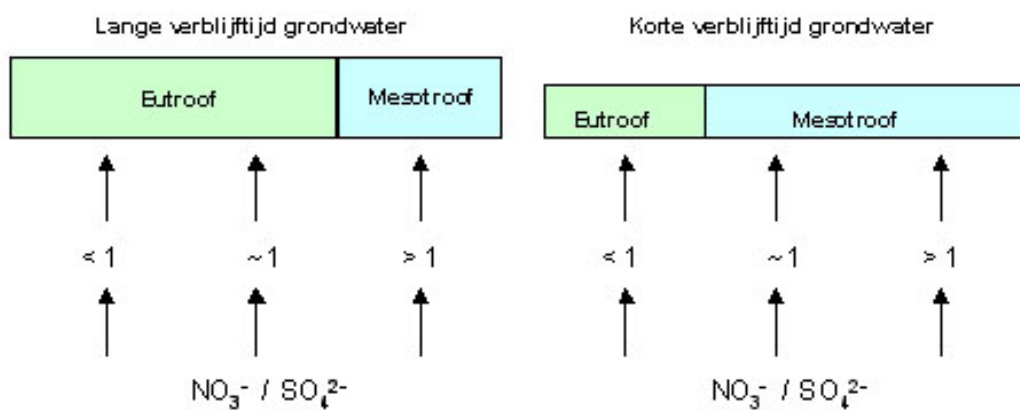
Deze wisselende natuurlijke waterpeilen bevorderen tevens het verlies van stikstof uit het systeem doordat nitrificatie (omzetting van ammonium tot nitraat) in de zuurstofrijke toplaag plaats kan vinden, gevolgd door denitrificatie (omzetting van nitraat tot stikstofgas) in diepere zuurstofloze bodemlagen (o.a. Smolders *et al.* 2003). Deze manier van vernatten leidde in het Koelbroek, waar de sulfaatconcentraties toch hoog waren (500 - 1000 $\mu\text{mol/l}$), tot het ontstaan van veel natte zones waar zowel flora als fauna zich, vanuit de voormalige kwelkern, geleidelijk naar toe hebben kunnen uitbreiden. Hierdoor is de oppervlakte aan kwelindicerende plantensoorten zoals gewone dotterbloem, holpijp en grote boterbloem, sterk toegenomen (Figuur 6.8; Lucassen *et al.* 2002).

6.3.2.1 Invloed van nitraat

Het effect dat sulfaat heeft op een nat systeem wordt ook beïnvloed door de gelijktijdige aanwezigheid van nitraat in het grondwater. Als de sulfaatbelasting in een systeem lager is dan de nitraatbelasting zal nitraat optreden als redoxbuffer. Ijzersulfiden die liggen opgeslagen in de bodem worden geoxideerd waarbij ijzer (Fe^{3+}) en sulfaat vrijkomen. Op deze wijze komt er meer geoxideerd ijzer beschikbaar om fosfaat te binden terwijl tegelijk de reductie van sulfide onder anaërobe omstandigheden wordt onderdrukt door de hogere redoxpotentiaal. Vooral systemen waarin een grote doorstroming plaatsvindt en sulfaat steeds wordt afgevoerd, ontwikkelen zich dan goed, mits fosfaat limiterend is (Figuur 6.8). Wanneer in een systeem de sulfaatbelasting echter hoger is dan de nitraatbelasting zal de oxidatie van ijzersulfiden door nitraat juist bijdragen aan de extra belasting met sulfaat. Wanneer het nitraat uit het systeem is verdwenen zal het sulfaat worden gereduceerd. De ijzerverbindingen zullen direct neerslaan met sulfide. IJzergebonden fosfaten komen hierbij vrij (Figuur 6.9). Dit proces richt de meeste schade aan in systemen waarin weinig doorstroming plaatsvindt (Lucassen *et al.* 2003).



Figuur 6.8. Overzicht van de vegetatie van het elzenbroekbos waarbij het water niet te hoog is opgestuwd en ook droogval in de zomer plaatsvindt (foto: E. Lucassen).



Figuur 6.9. De verhouding tussen de concentratie NO_3^- en SO_4^{2-} (mol/mol) in het grondwater bepaalt in combinatie met de doorstroming in het systeem in hoge mate de fosfaatbeschikbaarheid. Nitraat kan door bacteriën worden gebruikt bij de oxidatie van ijzersulfiden. Indien nitraat aanwezig is, blijft het sulfaat geoxideerd. Echter, wanneer het nitraat is verdwenen, zal het sulfaat worden gereduceerd tot sulfide. Dit sulfide zal met ijzer neerslaan waarbij het fosfaat van ijzerverbindingen verdringt (Lucassen et al. 2003).

Kwelzones, waar zeer grote hoeveelheden ijzer en calcium binnenkomen, mogen daarentegen wel permanent nat blijven. Hier komt vaak zoveel meer ijzer dan sulfaat binnen dat pyrietvorming niet leidt tot uitputting van de voorraad ijzer(hydr)oxide. Wanneer deze zeer pyrietrijke kwelzones toch onverhoopt droogvallen, kan er door pyrietoxidatie, waarbij zwavelzuur gevormd wordt, zeer ernstige verzuring van de bodem optreden, tenzij de bodem een voldoende hoge basenverzadiging bezit die ontstaat door kalkrijke kwel tot in maaiveld (zie ook par. 3.4).

6.3.3 Gebruik van gebiedsvreemd water

Het is genoegzaam bekend dat vernatting via inlaat van gebiedsvreemd water riskant is (o.a. Bloemendaal & Roelofs 1988; Roelofs 1991). Vroeger omdat de fosfaatgehalten van het oppervlaktewater ernstig verhoogd waren, maar nu vooral omdat dit oppervlaktewater ook veel sulfaat bevat en erg hard (hoog bicarbonaatgehalte) is. Het risico op externe eutrofiëring door fosfaat kan door allerlei technische ingrepen voorkomen worden, maar de (potentiële) gevolgen van water met veel bicarbonaat en sulfaat zijn veel moeilijker in te beperken. Door zowel bicarbonaat- als sulfaatrijk water treedt interne eutrofiëring op (zie Smolders *et al.* 2006 voor een uitgebreid overzicht over dit proces), een proces dat voor veel wateren tot zeer negatieve effecten leidt, zelfs als het toevoerwater jarenlang gedefosfateerd is zoals recent is gevonden voor een laagveenplas (Michielsen *et al.* 2007). Alleen op minerale substraten, zoals bijvoorbeeld na plaggen in verdroogde natte heide of nat heischraal grasland valt interne eutrofiëring mee, zeker zolang er nog geen laag van organisch materiaal is opgebouwd. Kortom, met vernatting via inlaat van gebiedsvreemd water moet heel voorzichtig worden omgegaan, het is meestal geen optie!

Een uitzondering hierop is waarschijnlijk het (gedeeltelijke) herstel van natte schraallanden (vooral dotterbloemhooiland of kleine zeggenmoeras) via het vloeiwedensysteem. Recente ervaringen in de Pelterheggen (Plateaux) (van der Ploeg 2007) en in het dal van de Reest (Kemmers *et al.* 2007) hebben dit naar voren gebracht. Wel dient opgemerkt te worden dat de sulfaatconcentraties in het Reestwater dat gebruikt werd, altijd lager dan 260 $\mu\text{mol/l}$ (25 mg/l) waren en dat jaarlijks 1-2x maaien en afvoeren ook noodzakelijk was.

6.4 Praktijkervaringen in Noord-Brabant

In het kader van dit project is in maart 2007 een workshop gehouden om de praktijkervaringen van vernatting in Noord-Brabant te bespreken, zeker in het kader van de kwaliteit van het grondwater. De volgende personen hebben aan deze workshop deelgenomen:

Jan Holtland (Staatsbosbeheer)
Jan Streefkerk (Staatsbosbeheer)
Jac Hendriks (Staatsbosbeheer)
Klaas van der Laan (Staatsbosbeheer)
Nicko Straathof (Natuurmonumenten)
Gerrit Schouten (DLG)
Eva Eigenhuijzen (waterschap de Dommel)
Nico ten Heggeler (waterschap de Dommel)
Jacco de Hoog (waterschap de Dommel)
Heather Holman (waterschap Aa en Maas)
Harald Smeets (Waterschap Rivierenland)
Hella Pomarius (Waterschap Rivierenland)
Roland Bobbink (B-ware Research Centre)
Miron Hart (B-ware Research Centre)

Fons Smolders (B-ware Research Centre)
Corine Geujen (Provincie, Bureau Grondwater)
Adrie Geerts (Provincie, Bureau Oppervlaktewater)

Tijdens de workshop op 14-3-7 zijn kort ervaringen uit Noord-Brabant en buiten Noord-Brabant met betrekking tot vernatting van voormalige landbouwgronden en vernatting van bestaande natte natuur uitgewisseld. Hieronder is de uitkomst van de discussie samengevat, bijlage 6.1 bevat een overzichtstabel met de details.

6.4.1 Uitkomst workshop voor voormalige landbouwgronden

In de situatie dat landbouwgronden worden ingericht als natte natuurgebieden lijkt het ten eerste belangrijk dat fosfaat zoveel mogelijk uit de bodem wordt verwijderd. Dit kan door middel van afplaggen of ontgronden worden gerealiseerd. Wanneer een gebied niet intensief is bemest, is het ook mogelijk om een langere tijd via uitmijnen voor vernatting, maaien, hooien en afvoeren of begrazing de fosfaatgehalten te verminderen. Verder is het belangrijk dat er een optimale hydrologische situatie wordt gecreëerd d.m.v. dempen van sloten, vasthouden van regenwater, peilfluctuaties, zuiveren van inlaatwater, omleiding van watergangen, peilverhogingen, afplaggen, begrazen, ontbossen etc. De kwantiteit en kwaliteit van het water moeten beiden wel optimaal zijn.

De afwezigheid van een goede zaadbank kan in een aantal gevallen een beperking vormen voor het terugkeren van soorten. Op de Pannenhoef (Rijsbergen) is na het verwijderen van de bouwvoor een natte minerale zandgrond ontstaan, waarop heideplagsel is uitgestrooid. Dit heeft geresulteerd tot een gevarieerde heidevegetatie met meerdere doelsoorten. Ook lijkt vervolfbeheer door middel van maaien, hooien en afvoeren of begrazen een belangrijke rol te spelen bij het herstel van vegetatie. De duur van maaibeheer staat in relatie tot hoeveelheid eutrofiërende stoffen die aanwezig zijn (na plaggen). Wanneer fosfaatgehalten laag zijn en de hydrologische omstandigheden optimaal, is de ervaring dat de kans op herstel en de toename van het aantal soorten groot is.

6.4.2 Uitkomst workshop voor vernatten van bestaande natuur

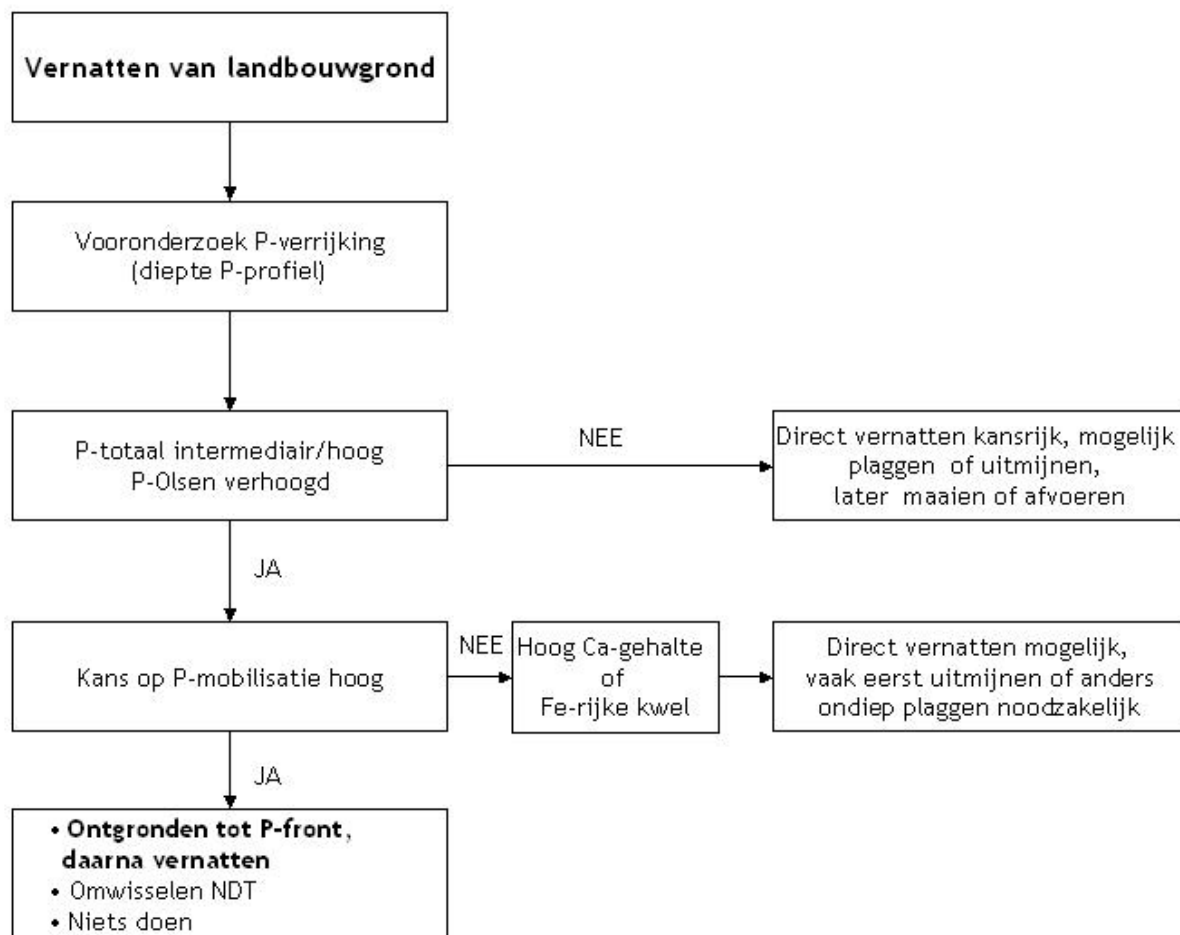
In Noord-Brabant is er nog niet zoveel ervaring opgedaan met vernatten van verdroogde, natuurgebieden. In sommige gebieden is het herstel van de lokale hydrologie afdoende (dempen van sloten, vasthouden van regenwater) om goede omstandigheden te creëren voor de ontwikkeling van de flora (zie OBN-symposia e.d.). Door het zeer beperkt aantal uitgevoerde projecten kan hier voor Noord-Brabant geen éénduidig beeld worden neergezet. Wel is geconstateerd dat er voorzichtig omgesprongen moet worden met het vernatten van natte gebieden met water dat of sulfaatrijk, of fosfaatrijk is. De afwezigheid van een goede zaadbank en het versnipperde landschap kan in een aantal gevallen een beperking vormen voor het terugkeren van soorten. Er bestaan nog veel vragen over hoe vernatting van natte natuurparels in praktijk moet worden gebracht. Waaraan moet de waterkwaliteit minimaal voldoen, welke peilfluctuaties zijn optimaal, en kan de waterbergingsfunctie met "schrane" natte natuur gecombineerd worden.

6.5 Aanpak per natuurdoeltype

6.5.1 Voormalige landbouwgrond

Uiteraard zijn de gevolgen van vernattingmaatregelen met verschillen in (grond)waterkwaliteit sterk afhankelijk van de uitgangssituatie. In voormalig agrarisch gebied zijn de ecologische verschillen in de uitgangssituatie voor de vegetatie sterk genivelleerd, al kunnen bijv. wel nitraat-, sulfaat- en chlorideconcentraties zeer gedifferentieerd zijn per agrarische uitgangssituatie (zie par. 6.2). In figuur 6.10 is een

beslisschema gegeven waarmee te achterhalen is welke maatregelen in de praktijk noodzakelijk zijn om bij vernatting tot de gewenste abiotiek en later tot het gewenste natuurdoeltype (afhankelijk van waterkwaliteit en -kwantiteit) te kunnen komen. Uiteraard moet hierbij ook niet vergeten worden dat voor een aantal natte doeltypen (kalkrijke) kwel tot in de wortelzone vereist is (Bijlage 2.1). Indien in voormalig agrarisch gebied de fosfaatwaarden in de bodem sterk verhoogd zijn (wat meestal het geval is), en men oligotrofe tot mesotrofe natuur wil ontwikkelen, is verwijderen van de laag tot net onder het fosfaatfront een noodzakelijke maatregel. Alleen in situaties met kalkrijke bodem (par. 6.2.2.1) en/of een zeer ijzerrijke situatie (bijvoorbeeld door kwel) (par. 6.2.2.2), kan direct vernat worden indien de totaal-P concentratie niet te hoog is. Uiteraard wel met adequate vervolfbeheer (maaien, begrazen) voor het gewenste natuurdoeltype. Overigens moet hierbij wel vermeld worden dat een aanzienlijk deel van de soorten zich moeilijk verspreid in het versnipperde Nederlandse landschap. Restpopulaties in de nabijheid zijn dan van groot belang voor herkolonisatie, en ook maatregelen om de verspreiding van soorten te bevorderen (uitleggen maaisel, strooisel, uitzaaïen) bieden soelaas voor dit probleem. Indien verwijdering van het fosfaat niet mogelijk is (of te duur), dan is ontwikkeling in de richting van eutroof moeras of nat bos een optie.



Figuur 6.10. Beslisboom voor maatregelen bij vernatting van voormalige landbouwgrond.

6.5.2 Verdroogde natuurelementen

Voor verdroogde, nog aanwezige natuurelementen in natte natuurparels is daarentegen zowel de abiotiek als de biotiek sterk verschillend, zodat een bepaalde vernattings-

maatregel en kwaliteit van het grondwater in het ene natuurelement wel goed uitpakt, maar in een andere niet. Daarom zijn de mogelijke vernattingsmaatregelen in relatie tot de chemische grondwaterkwaliteit (met name sulfaat en fosfaat) ook uitgesplitst over de verschillende natuurdoeltypen. Om te beoordelen welke kwaliteit GOED is en welke SLECHT is, zijn in bijlage 2.1 voor een aantal parameters indicatieve richtwaarden aangegeven. De uitkomst hiervan is weergegeven in een samenvattende matrix (Tabel 6.1).

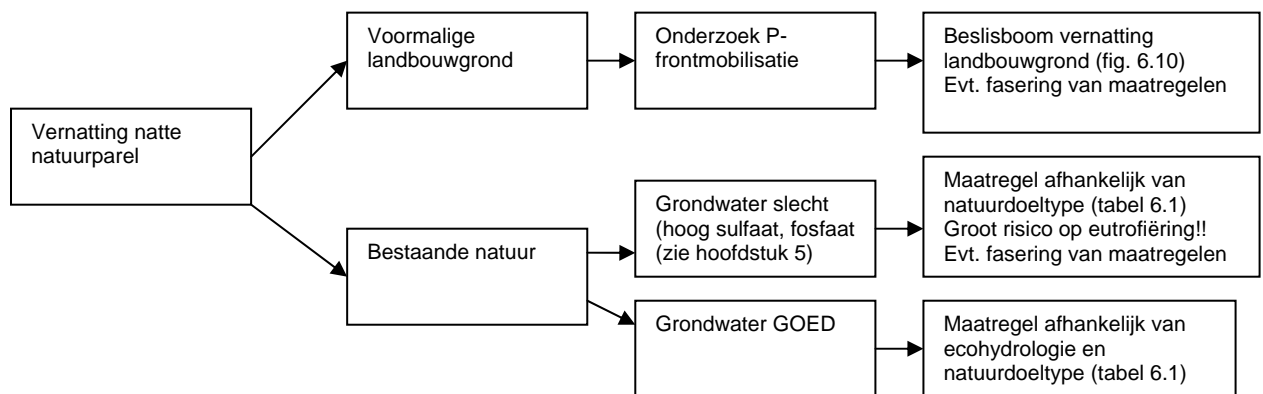
Tabel 6.1 Matrix met vernattingsmaatregelen indien de grondwaterkwaliteit goed of niet goed (sulfaatrijk of veel P) is in bestaande, verdroogde natuur. ? = onzeker.

Natuurdoeltype	Maatregelen wanneer kwaliteit grondwater goed is	Maatregel wanneer kwaliteit grondwater slecht is
Hoogveen	Lokaal (regen)water vasthouden (zie ook OBN)	Lokaal (regen)water vasthouden (zie ook OBN)
Vennen	Afsluiten drainagesloten e.d., omzetten bos in lage vegetatie, vergroten kwelinvloed (zie ook OBN)	Komt weinig voor; anders proberen te voorkómen dat dit water het ven voedt. Eventueel oppompen van schoon, dieper grondwater.
Natte Heide	Stimuleren dat GW hoog is in winter (afsluiten drainage e.d) en wat lager in zomer. Plaggen vaak nodig (zie ook OBN)	Idem, maar alleen wanneer er grondwater doorstroming en nauwelijks ophoping van organisch materiaal is (minerale bodem); anders risico op interne eutrofiëring!
Nat heischraalgrasland	Lokaal verhogen GW van juiste kwaliteit, indien nodig plaggen (zie ook OBN)	Idem, maar alleen wanneer er grondwater doorstroming en nauwelijks ophoping van organisch materiaal is (minerale bodem); anders risico op interne eutrofiëring!
Kleine zeggenmoeras	Verhogen invloed juiste GW (zwak zuurlicht gebufferd), bevoeiing met goede kwaliteit beekwater lijkt ook te werken (zie ook OBN)	Idem, maar alleen als GW doorstroomt en hoog/laag cyclus heeft; anders hoog risico op interne eutrofiëring! (desulfateren zou nodig kunnen zijn)
Blauwgrasland	Stimuleren dat GW met juiste fluctuaties en gewenste kwaliteit tot in de wortelzone komt, indien nodig plaggen (zie ook OBN)	Idem, maar alleen als GW doorstroomt en hoog/laag cyclus heeft; anders hoog risico op interne eutrofiëring! (desulfateren zou nodig kunnen zijn)
Dotterbloemgrasland	Verhogen invloed kalkrijk GW (juiste fluctuaties) en/of inundatie (juiste kwaliteit), indien nodig plaggen (zie ook OBN)	Idem, maar alleen als GW doorstroomt en hoog/laag cyclus heeft; hoog risico op interne eutrofiëring! (desulfateren zou nodig kunnen zijn)
Groot zeggenmoeras	Vernatten meestal goed mogelijk, denk wel aan invloed gebiedsvreemdwater	? waarschijnlijk weinig problematisch ? risico op interne eutrofiëring ?
Rietmoeras	Vernatten via technische ingrepen goed mogelijk	? waarschijnlijk weinig problematisch ? matig risico op interne eutrofiëring ?
Berkenbroekbos	Lokaal water vasthouden (zie OBN), zie ook hoogveen.	Meestal niet van toepassing. Op zich vanwege organische bodem wel risico op interne eutrofiëring
Elzenbroekbos	Verhogen invloed GW (juiste fluctuaties en kwaliteit) van gewenste kwaliteit; kwelinvloed tot in maaiveld.	Idem, maar alleen als GW doorstroomt en hoog/laag cyclus heeft. N.B.: hoog risico op interne eutrofiëring (desulfateren?)
Vogelkers-Essenbos	Versterken inundatie (met juiste water), installeren juist grondwaterverloop	? onbekend ?
Wilgenstruweel	Vernatten goed mogelijk	? waarschijnlijk niet problematisch ?

Overigens moge het duidelijk zijn dat bij vernatting van bestaande natuurelementen in natte natuurparels vooraf goed inzicht moet zijn verkregen in het functioneren van het systeem. Kennis over de regionale hydrologie, het grondwaterverloop, de (grond)waterkwaliteit, bodemchemie en nog aanwezige restpopulaties e.d. zijn zeker van belang om tot een adequate vernattingsmaatregel te kunnen komen. Kortom, ecologisch inzicht en maatwerk is vereist en tabel 6.1 is daarvoor dan ook alleen een eerste aanzet.

6.6 Samenvatting:

In dit hoofdstuk is uitgebreid ingegaan op de ecologische gevolgen van vernatting van agrarische gronden en van bestaande natuurelementen. De inhoud van het hoofdstuk kan in het volgende stappenplan worden samengevat:



Hierbij is het essentieel om te vermelden dat altijd maatwerk, fasering en deskundigheid gewenst is, een kookboek voor vernatting van verdroogde natte natuurparels bestaat niet!

Hoofdstuk 7. Slotconclusies en aanbevelingen

De belangrijkste en meest waardevolle (grond)waterafhankelijke natuurgebieden in Noord-Brabant zijn gelegen in zogenoemde "Natte natuurparels". Deze natte natuurparels zijn onderdeel van EHS en veelal ook vogel- of habitatrictlijngebied. Op dit moment zijn nog delen van de Noord-Brabantse natte natuurparels door antropogene beïnvloeding verdroogd of in agrarisch gebruik. Grote delen van deze gebieden zijn gevoelig voor veranderingen in de waterhuishouding. Bij herstel van verdroogde gebieden in natte natuurparels via vernatting spelen zowel kwantitatieve als kwalitatieve aspecten van de hydrologie. Tot nu toe is bij vernatting niet altijd voldoende rekening gehouden met de effecten van een veranderend waterregime op de (grond)waterkwaliteit via biogeochemische processen. Vanuit de werkgroep GGOR en Verdroging van de provincie Noord-Brabant is daarom dit onderzoek naar (grond)waterkwaliteitsaspecten rondom vernatting van verdroogde natte natuurparels opgestart. Het algemene doel van deze studie was om te onderzoeken of de grondwaterkwaliteit in Noord-Brabant belemmerend kan zijn voor de uitvoering van vernattingsmaatregelen en het halen van ecologische doelstellingen in verdroogde natte natuurparels. Verder is uitgezocht welke extra maatregelen genomen kunnen worden om te voorkomen dat er ongewenste effecten ontstaan bij het vernatten van een verdroogd natuurgebied of voormalig agrarisch gebied in natte natuurparels.

7.1. Conclusies

De algemene conclusies van dit project zijn hier onder per subthema geformuleerd.

7.1.1 Grondwaterchemie in natte natuur parels

- Complexe biogeochemische processen in natte ecosystemen zijn van doorslaggevende betekenis voor het ecologisch functioneren van natte natuur, naast alkaliniteit en Ca-gehalte van het grondwater; vooral processen in en interacties tussen de N-, P-, S- en Fe-huishouding zijn daarbij sturend (Hoofdstuk 3).
- Een gebiedsdekkend en consistent overzicht van de chemische kwaliteit van het (ondiepe) grondwater in Noord-Brabantse natte natuur parels ontbreekt, dit in tegenstelling tot de grote hoeveelheid gegevens betreffende chemie van oppervlaktewater (Hoofdstuk 5).
- Uit de wel beschikbare gegevens betreffende grondwaterchemie in natte natuurparels in Noord-Brabant komt naar voren dat (sterk) verhoogde sulfaatconcentraties het grootste probleem zijn voor de kwaliteit; in ca. 40 % van de meetpunten is het sulfaatgehalte hoger dan 500 $\mu\text{mol/l}$ (48 mg/l), in ruim 20 % zelfs hoger dan 1000 $\mu\text{mol/l}$ (96 mg/l) (Hoofdstuk 5).
- De nitraatconcentraties in het ondiepe grondwater in natte natuurparels zijn relatief laag (75 % < 25 $\mu\text{mol/l}$ (of 1,55 mg nitraat/l)); slechts in enkele natuurparels zijn verhoogde (maar niet extreem hoge) waarden waargenomen (Hoofdstuk 5).
- Ook de fosfaatconcentraties in het ondiepe grondwater in natte natuurparels zijn veelal laag (60 % < 2 $\mu\text{mol/l}$ (0,062 mg fosfaat/l)); toch is wel 25 % van de gevonden fosfaatconcentraties verhoogd (>5-10 $\mu\text{mol/l}$ (0,155-0,31 mg fosfaat/l)) tot ernstig verhoogd (>10 $\mu\text{mol/l}$ (0,31 mg/l)), vaak gegroepeerd bijeen in enkele natte natuur parels (Hoofdstuk 5).

- De sulfaatproblematiek, ontstaan door pyrietoxidatie door nitraat in het grondwater in agrarisch gebied, is qua grondwaterchemie duidelijk het overheersende probleem in natte natuurparels. Het risico is het grootst in natte natuurparels waar lokaal, niet te oud grondwater uittreedt en het infiltratiegebied uit landbouwgebied bestaat (Hoofdstuk 5 & 3).

7.1.2 Vernatting van voormalige landbouwgrond

- Vernatting van P-verrijkte landbouwgrond leidt onder veel condities tot een sterk verhoogde mobilisatie en plantbeschikbaarheid van fosfaat en daarmee tot een ongewenste eutrofe, verrijkte situatie (Hoofdstuk 6).
- Directe vernatting van P-verrijkte voormalige landbouwgrond leidt alleen op kalkrijke bodems (Ca-gehalte >30 mmol/kg droge grond) of bij hoge ijzertoevoer (kwel) nauwelijks tot P-mobilisatie, mits de totaal-P concentratie niet te hoog is. In deze situaties is deze maatregel zeer kansrijk en alleen normaal vervolgbeheer vereist (Hoofdstuk 6 & 3).
- Het is essentieel om voor uitvoering van vernatting van agrarisch gebied een beeld te verkrijgen van de diepteverdeling van plantbeschikbaar P (P-olsen), naast de hoeveelheid P, S, Ca en Fe in de bodem, om fosfaatmobilisatie te voorkómen. Vooronderzoek is dus noodzakelijk (Hoofdstuk 6).
- Verwijderen van de fosfaatverrijkte toplaag (tot onder het fosfaatfront) is op voormalige landbouwgrond een noodzakelijke en geschikte maatregel om bij vernatting tot oligotrofe of mesotrofe condities te komen. In vochtige situaties met relatief weinig fosfaat is uitmijnen soms een goede maatregel. Toevoer van maaisel of plagsel uit doelsystemen kan vervolgens na het verwijderen van de toplaag, helpen om een meer volwaardige eindsituatie te bereiken (Hoofdstuk 6).
- Indien verwijdering van de fosfaatverrijking (om verschillende redenen) niet mogelijk is, is een optie om: a) niet te vernatten, b) wel te vernatten en een eutrofe situatie (bijv. eutroof wilgenstruweel) te laten ontwikkelen. Indien elders bestaande bossen voorkomen die in het verleden zijn aangeplant in voormalige natte natuurgebieden, dan zou kunnen worden overwogen om deze te vormen tot oligotrofe/mesotrofe natte natuur, aangezien hier niet intensief met fosfaat is bemest (Hoofdstuk 6). Hierbij dienen echter ook andere aspecten te worden meegenomen

7.1.3 Vernatting van verdroogde natuurelementen

- Voor vernatting van bestaande natuurelementen is het van groot belang inzicht te hebben in de chemie van het (grond)water dat, na vernatting, in de bovenste bodemlaag dringt en daarmee in hoge mate de biogeochemie van het systeem beïnvloedt (Hoofdstuk 3 & 6).
- Verhoogde sulfaattoevoer leidt in de meeste natte ecosystemen met een organische bodem tot interne eutrofiëring bij vernatting (verhoogde fosfaatconcentraties; sulfide toxiciteit) met sterke verrijking en veenafbraak tot gevolg (Hoofdstuk 5).

- Vernatting via stagnerend (grond)water met verhoogde sulfaatconcentraties is (zeer) riskant in bestaande natuurelementen (bijv. natte schraallanden, laagveen of elzenbroekbos) met venige of organische bodem. Interne eutrofiëring ligt hier op de loer, met dramatische gevolgen van dien. In meer minerale bodems (of na plaggen) is het risico duidelijk lager (Hoofdstuk 6 & 3).
- Vernatting met doorstroming van grondwater en meer natuurlijk peilbeheer (zomerdroogval) maakt goede natuurontwikkeling zelfs bij verhoogde sulfaatconcentraties (500 - 1000 $\mu\text{mol/l}$) mogelijk, vooral als de nitraatconcentraties ook wat verhoogd zijn. Overigens is dit in de praktijk maar voor een enkele situatie uitgezocht (Hoofdstuk 6).
- Vernatten van bestaande natuur is maatwerk! Wat in het ene type goed werkt, loopt verkeerd af in een ander. Kortom, de effecten op de waterkwaliteit van vernattingsmaatregelen is sterk afhankelijk van de Ausgangssituatie en daardoor niet generiek uitvoerbaar (Tabel 6.1; Hoofdstuk 6).
- Vernatting via gebiedsvreemd oppervlakte water is in de meeste situaties (zeer) riskant, zelfs als de fosfaatgehalten voldoende laag zijn, aangezien hierdoor veelal sulfaatverrijking en alkaliserings optreedt. Beide processen leiden tot interne eutrofiëring. Bevloeiing met sulfaatarm beekwater kan soms leiden tot ontwikkeling van nat schraalland (Hoofdstuk 6).
- Er zijn in Noord-Brabant nog niet veel vernattingsprojecten van bestaande natuurelementen uitgevoerd. Daardoor zijn er ook weinig projecten bekend waarin vernatting fout heeft uitgepakt op de waterkwaliteit.

7.2 Kennishiaten

Zoals altijd, is ook over de vernattingsproblematiek van verdroogde landbouwgronden en natuurelementen, zeker niet alles bekend. De volgende hiaten in kennis zijn het meest opvallend:

- Voor een aanzienlijk deel van de Noord-Brabantse natte natuurparels ontbreekt inzicht in de chemie van het grondwater.
- De (on)mogelijkheden van be-ijzering als additionele maatregel bij bestrijding van P-mobilisatie bij de vernatting van voormalige landbouwgrond is nog onvoldoende bekend.
- De duurzame werking van bekalken na ondiepe verwijdering van de P-rijke bovenlaag ter voorkoming van P-eutrofiëring in landbouwgebied na vernatting is nog onvoldoende uitgezocht.
- Op dit moment is nog niet voldoende bekend of op lange termijn op vernatte landbouwgrond volledige natte natuurdoeltypen uit het oligotrofe en mesotrofe milieu tot stand komen. De dispersieproblemen van planten en dieren in een versnipperd landschap moeten hierbij zeker betrokken worden.
- Het is duidelijk dat de preciese effecten van vernatting met te sulfaatrijk (grond)water nog niet voor alle typen natte natuurdoeltypen (o.a. die op kleigronden) voldoende onderzocht zijn.
- Er ontbreken preciese grenswaarden voor een aantal natte natuurdoeltypen.

- De interacties tussen sulfaat-, nitraat- en ijzerconcentraties in het grondwater op de effectiviteit en risico's van vernattingsmaatregelen met een meer natuurlijk waterpeilbeheer en grondwaterdoorstroming moet voor een aantal natte natuurdoeltypen nog nader gekwantificeerd worden.
- De mogelijkheden voor het desulfateren van (grond)water zijn niet voldoende uitgezocht om op dit moment in de praktijk te brengen.
- De langetermijn effecten (>10-15 jaar) van vernatting met verschillende kwaliteiten grondwater zijn lang niet altijd bekend.

7.3 Aanbevelingen voor monitoring

In landbouwpercelen in natte natuurparels is het essentieel voor uitvoering van vernattingsmaatregelen de bodemchemie per perceel te bepalen in een diepteprofiel. Hierbij is het aantal monsters afhankelijk van de heterogeniteit van het te vernatten perceel. In heel homogene terreinen zijn 2-3 monsterplaatsen per hectare voldoende, maar in complexere situaties kunnen wel 20-30 boringen noodzakelijk zijn. Het bodemonmonster moet per laag van 10 cm verzameld worden, minimaal tot 50 cm diepte. Onder zandbodems waarop lange tijd mais is verbouwd, is deze diepte zelfs niet voldoende! De volgende bodemparameters zijn in ieder geval van belang om te meten:

- Plantbeschikbaar P (P-Olsen)
- Totaal waarden van P, Ca, S, Fe & Mg (en hun afgeleide ratio's)
- pH na bodemextractie.

Uiteraard zijn er kosten aan dit vooronderzoek verbonden, één P-profielboringen kost ca. 50-60 €, en een volledige analyse van één bodemonsters tussen de 60 – 100 €. Uiteraard zijn er ook altijd kosten verbonden aan een deskundige interpretatie. Maar door onderzoek kan vaak later veel geld worden uitgespaard of veel betere resultaten worden bereikt.

Bij vernatting van verdroogde natuur in natte natuurparels is vooronderzoek en monitoring van grondwaterchemie zeker nodig. In 2002 is door de provincie Noord-Brabant een handboek projectmonitoring verdrogingsbestrijding (Geujen & Graafsma 2002) uitgegeven. In dit handboek staat duidelijk op welke wijze de grondwaterchemie gemonitord kan worden, zowel qua aantal locaties (afhankelijk van systeemtype pp. 49-50 Geujen & Graafsma 2002) als te meten parameters en frequentie (tabel 3; zelfde publicatie). Als kleine toevoeging is het wel van belang bij de te meten parameters ook Fe mee te nemen, en de metingen van de grondwaterchemie zowel in de natte als in de droge tijd uit te voeren. Kortom, het is zeker aanbevelenswaardig om deze monitoring van grondwaterchemie in natte natuurparels bij vernattingsprojecten in de toekomst ook echt te effectueren en de data, zoals afgesproken, in de landelijke grondwaterdatabase DINO op te nemen.

7.4 Slot

Ondanks de haken en ogen bij vernatting van voormalige landbouwgrond of bestaande natuurelementen in natte natuurparels is de situatie zeker niet kansloos! Door vooraf goed inzicht te krijgen in de uitgangssituatie van grondwatergevoede ecosystemen qua bodem- en grondwaterchemie is ten eerste redelijk goed te voorspellen welke ontwikkelingsrichting voor gewenste natuurdoeltypen mogelijk is, en ten tweede welke maatregelen daarvoor geschikt zijn. Uiteraard is het daarnaast essentieel om de kwantitatieve aspecten van de hydrologie (verloop van de grondwaterstanden; kweldruk etc) in de oordeelvorming te betrekken om tot succesvolle vernattingsmaatregelen te

komen. Door goed gebruik te maken van inzicht in ecohydrologie en biogeochemie gloort er weer hoop voor de (her)ontwikkeling van natte oligotrofe en mesotrofe natuur, waarbij soms wel drastische maatregelen nodig zijn om de erfenis van het verleden weg te werken!

8. Literatuur

A nl.wikipedia.org (2007).

Aarts, R., T.J.A. Verhoeven & D.F. Whigham (1999) Plant-mediated controls on nutrient cycling in temperate fens and bogs. *Ecology*, **80**, 2170-2181.

Arts, G.H.P. (2000) Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 13, Vennen. Rapport EC-LNV nr. AS-13, Den Haag.

Athmer, W.H.G.J., M.H. Jalink, & E.J. Schrama. (1997) Winplaatsonderzoek Oirschot. Fase 2: Regionale systeemanalyse. Kiwa, Nieuwegein.

B www.etten-leur.nl (2007).

Bakker, H. & W.P. Locher (1990) Bodemkunde van Nederland. Deel 1 en 2. Malmberg, Den Bosch.

Bal, D., Beije, H.M., Fellingner, M., Haveman, R., A.J.F.M van Opstal & F.J. van Zadelhoff (2001) Handboek Natuurdoeltypen. Van Eck & Oosterink drukkers, Dodewaard.

Bekker, R., van den Berg, L., R Strykstra & R. Verhagen (2005) Maaisel opbrengen: het recept snel herstel van heidevegetaties? *De Levende Natuur*, **5**, 214-217.

Beltman, B. & T. van der Krift (1997) De invloed van sulfide en fosfaat op de fosfaatbeschikbaarheid in veenbodem, een bijdrage aan integraal waterbeheer. *H₂O*, **30**, 19-22.

Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (1988a) Anorganische koolstof. Waterplanten en waterkwaliteit. Stichting uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, 99-111.

Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (1988b) Trofie. Waterplanten en waterkwaliteit. Stichting uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, 113-126.

Bobbink, R., Brouwer, E., J. ten Hoopen & E. Dorland (2004) Herstelbeheer in heidelandschap: effectiviteit, knelpunten en duurzaamheid. In: *Duurzaamheid natuurherstel voor behoud van biodiversiteit*, LNV, Ede, 33-69.

Bobbink, R. & L. Lamers (1999) Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties. Technische Commissie Bodembescherming R13(, Den Haag.

Bobbink, R., de Graaf, M.C.C., G.M. Verheggen & J.G.M. Roelofs (1998) Heeft het heischrale milieu in Nederland nog toekomst? *Effectgericht maatregelen en behoud biodiversiteit in Nederland*, Radboud Universiteit, Nijmegen, 131.

Boedeltje, G., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs (2005) Combined effects of water column nitrate enrichment, sediment type and irradiance on growth and foliar nutrient concentrations of *Potamogeton alpinus*. *Freshwater Biology*, **50**, 1537-1547.

Bos, J. & J. Hofker (1986) Het Nederlandse landschap. Meulenhoff Educatief, Amsterdam.

Boxman, A.W. & A.H.F. Stortelder (2000) Hoe natter, hoe beter? De invloed van het waterpeil bij maatregelen tegen verdroging in elzenbroekbossen. Rapport Radboud Universiteit Nijmegen & Alterra Wageningen.

Broers, H.P. & M. Peet (2003) Actualisering van de gebiedstypen-informatie van het meetnet grondwaterkwaliteit van de provincie Noord-Brabant. TNO.

Burny, J. (1999) Bijdrage tot de historische ecologie van de Limburgse Kempen (1910-1950). Publicatie Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, XLII, 1, Maastricht (NV).

Cools, J., Van der Velde, Y., H. Runhaar & R. Stuurman (2006) Herstel- en Ontwikkelplan Schraallanden. Rapport Provincie Noord-Brabant.

De Beck, L., de Saeger, S., Heutz, G., Wouters, J., Vandenbussche, V., F. Verhaeghe & D. Paelinckx (2005) Natura 2000 Habitats. Doelen en staat van instandhouding. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

De Becker, P. (200x) Onderzoek naar de abiotische standplaatsvereisten van verschillende beekbegeleidende *Alno/Padion* en *Alnion incanae/gemeenschappen*. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

De Graaf, M.M.C., Bobbink, R., J.M.C. Roelofs & P.J.M. Verbeek (1998a) Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology*, 135, 185-196.

De Graaf, M.M.C., Verbeek, P.J.M., R. Bobbink & J.G.M. Roelofs (1998b) Restoration of species rich dry heaths: the importance of appropriate soil conditions. *Acta Botanica Neerlandica*, 47, 89-113.

Dorland, E., R. Bobbink & E. Brouwer (2005) Herstelbeheer in de heide: een overzicht van maatregelen in het kader van OBN. *De levende Natuur*, 5, 204-207.

Dorland, E., Bobbink, R., Brouwer, E., Peters, C.J.H., van der Ven, P.J.M., Vergeer, Ph., C.M. Verheggen & J.G.M. Roelofs (2000) Herintroductie en bekalking van het inziggebied - Aanvulling bij effectgerichte maatregelen in heischrale milieus. Rapport Universiteit Utrecht en Radboud Universiteit Nijmegen.

Drever, J.L. (1997) *The Geochemistry of Natural Waters, Surface and Ground Water Environments*, 3rd ed., PrenticeHall, Upper Saddle River, NJ.

Ertsen, D., P. de Louw & J. Buma (2005) OGOR Natuur in Noord-Brabant. *Hydrologische randvoorwaarden voor Brabantse natuudoeltypen*. Provincie Noord-Brabant, Den Bosch.

Ertsen, A.C.D., J. Buma, & P. de Louw (2004) Verkenning van de Cork-gebieden, de sleutel tot succesvol natuurherstel. Royal Haskoning, 9P6017.

Ertsen, A.C.D., A.S. Roelandse & Giesen (2002) Ecohydrologische analyse Binnenpolder van Terheijden. Royal Haskoning, Den Bosch, 539345.

Geujen, C. & Y. Graafsma (eds.) (2002) Handboek projectmonitoring verdrogingsbestrijding. Richtlijnen voor ontwerp, inrichting en evaluatie van een meetnet. Provincie Noord-Brabant, 's-Hertogensbosch, 95 pp.

Grime, J.P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, Chichester, 222p.

Hendriks, M.R. (1999) *Inleiding in de hydrologie, grondwater*. Fysische geografie, Utrecht.

Hobma, T.W., V. d. Graaf, M., B. Hoogeboom & M. v. d. Leemkule (1992) *Ecohydrologie en hydrochemie van de Brabantse Wal en aangrenzende Polders rond Calfven*. Faculteit der Aardwetenschappen, Sectie Hydrologie.

Jalink, M.H., J. Grijpstra & A.C. Zuidhoff (2003) Hydro-ecologische systeemtypen met natte schraallanden in Pleistoceen Nederland. LNV, Ede, 2003/225 O.

Jalink, M.H. & R. Loeb (2005a) Ecohydrologische systeemverkenning De Matjens. Brabant Water, KWR 04.001 (-03).

Jalink, M.H. & R. Loeb (2005b) Ecohydrologische systeemverkenning Beekdal van de Kleine Dommel. Brabant Water, KWR 04.001 (-22).

Jalink, M.H. & R. Loeb (2005c) Ecohydrologische systeemverkenning Urkhovense Zegge. Brabant Water, KWR 04.001 (-23).

Jalink, M.H. & R. Loeb (2005d) Ecohydrologische systeemverkenning Wijstgronden Uden. Brabant Water, KWR 04.001 (-31).

Kemmers, R., Grootjans, A., Bakker, M., Baaijens, G.J., J. Nijp & G. van Dijk (2007) Leidt bevoeding van schraallanden tot eutrofiering? *De levende Natuur*, 3, 127-131.

Kemmers, R. & R. Sival (2004) Gevolgen van waterberging voor de natuur. *H₂O*, 8, 32-35.

KIWA (in voorbereiding) Voorlopige tabellen met abiotische randvoorwaarden habitattypen.

Lamers, L. (red.), Geurts J., B. Bontes, J. Sarneel, H. Pijnappel, H. Boonstra, J. Schouwenaars, M. Klinge, J. Verhoeven, B. Ibelings, E. Van Donk, W. Verberk, B. Kuijper, H. Esselink & J. Roelofs (2006). Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. OBN Eindrapportage 2003-2006 (Fase 1).LNV, Directie Kennis, Ede. 286 pp.

Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs (2005) Fosfaat als adder onder het gras bij "nieuwe natuur". *H₂O*, 17, 28-30.

Lamers, L.P.M., van den Munckhof, P.J.J., M. Klinge & J.T.A. Verhoeven (2004) Verdroogd, vermest, verstard en versnipperd; hoe moet dat nu met onze laagveenwateren? Een onderzoeksplan voor systeemherstel. In: Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2004/305, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede. pp 109-170.

Lamers, L.P.M., Ten Dolle, G.E., van den Berg, S.T.G., S.P.J. van Delft & J.G.M. Roelofs (2001) Differential responses of freshwater wetland soils to sulphate pollution. *Biogeochemistry*, 55, 87-102.

Lamers, L.P.M., Farhoush, C., J.M. van Groenendael & J.G.M. Roelofs (1999) Calcareous Groundwater Raises Bogs; The Concept of Ombrotrophy Revisited. *The Journal of Ecology*, 87, 639-648.

Lamers, L.P.M., S. van Roozendaal & J.G.M. Roelofs (1998a) Acidification of freshwater wetlands: combined effects of non-airborne sulphur pollution and desiccation. *Water Air Soil Pollution*, 105, 95-106.

Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen & J.G.M. Roelofs (1998b) Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science Technology*, 32(2) 199-205.

Lamers, L.P.M., Smolders, A.J.P., E. Brouwer & J.G.M. Roelofs (1996) Sulfaat verrijkt water als inlaatwater? De rol van waterkwaliteit bij maatregelen tegen verdroging (Is sulphate enriched water suitable for water inlet? The role of water quality in measures compensating for water shortage). *Landschap*, 13/3, 169-180.

Leuven, R.S.E.W. (1988) Impact of acidification on aquatic ecosystems in The Netherlands. PhD thesis. University of Nijmegen, 181 pp.

Loeb, R., van Daalen, E., L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (submitted a) How sediment type and water quality influence vegetation development in riverine wetlands, Radboud Universiteit Nijmegen.

Loeb, R., L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (submitted b) Predictions of phosphate mobilisation in inundated floodplain soils, Radboud Universiteit Nijmegen.

Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., Boedeltje, G., P.J.J. Van den Munckhof & J.G.M. Roelofs (submitted). Groundwater input affects plant distribution by controlling ammonium and iron availability. *Journal of Vegetation Science*.

Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs (2005a) Effects of temporary desiccation on the mobility of phosphorus and metals in sulphur-rich fens: differential responses of sediments and consequences for water table management. *Wetlands Ecology and Management*, 13, 135-148.

Lucassen, E.C.H.E.T. & J.G.M. Roelofs (2005b) Vernatten met beleid: lessen uit het recente verleden. *Natuurhistorisch Maandblad*, 94, 211-215.

Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2005c) Water table fluctuations and groundwater supply are important in preventing phosphate eutrophication in sulphate-rich fens: consequences for wetland restoration. *Plant and Soil*, **269**, 109-115.

Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., J. Van de Crommenacker & J.G.M. Roelofs (2004a) Effects of stagnating sulphate-rich groundwater on the mobility of phosphate in freshwater wetlands: a field experiment. *Archiv für Hydrobiologie*, **160**, 117-131.

Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., A.L. van der Salm & J.G.M. Roelofs (2004b) High groundwater nitrate concentrations inhibit eutrophication of sulphate-rich freshwater wetlands. *Biogeochemistry*, **67**, 249-267.

Lucassen, E.C.H.E.T. (2003) Biogeochemical constraints for restoration of sulphate-rich fens. Ph.D. Thesis, University of Nijmegen, 150 pp.

Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs (2002a) Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool. *Environmental Pollution*, **120**, 635-646.

Lucassen, E.C.H.E.T., Bobbink, R., Smolders, A.J.P., van der Ven, P.J.M., L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2002b) Interactive effects of low pH and high ammonium levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum* (L.) Hill. *Plant Ecology*, **165**, 45-52.

Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs (2000) De effecten van verhoogde sulfaatgehalten op grondwatergevoede ecosystemen. *H₂O*, **25/26**, 28-31.

Meinardi, K., R. Van Ek & W. Zaadnoordijk (2005) Karakterisering van het grondwater in het stroomgebieddistrict Maas. VROM.

Mitsch, W.J. & J.G. Gosselink (2000) Wetlands. Wiley. London/New York, 3rd edition

Peerboom, I., Arnold, G.E., van Ek, R., R.J. Stuurman & J. Reckman, (2000) Gewenste Grondwatersituatie Noord-Brabant. Leystad.

Provincie (2005) Projectbasisdocumenten natte natuurparels. Provincie Noord-Brabant, Den Bosch.

Provincie Limburg (2003) Handboek streefbeelden voor Natuur en Water in Limburg. 2^{de} gewijzigde druk. Natuurbalans-Limes Divergens, Nijmegen. In opdracht van de provincie Limburg, Maastricht.

Roelofs, J.G.M., 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. I Field observations. *Aquatic Botany*, **17**, 139-159.

Roelofs, J.G.M. & A.W. Boxman (1986) The effect of airborne ammonium sulphate deposition on pine forests. Neue Ursachenhypothesen. Eds.: Anonymous pp. 415-422. Umwelt Bundes Amt, Berlin.

Roelofs, J.G.M. (1991) Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. *Aquat. Bot.*, **39**, 267-293.

Rozemeijer, J., Broers, H.P., H. Passier & B. van de Grift (2005) Een quickscan inventarisatie van de bijdrage van het grondwater aan de oppervlaktewaterkwaliteit in Noord-Brabant. TNO-NITG 05-186-A.

Runhaar, J., Maas, C., A.F.M. Meuleman & L.M.L. Zonneveld (2000) Herstel van natte en vochtig ecosystemen. Lelystad, NOV-rapport nummer 9-2.

Smolders, A.J.P., E.C.H.E.T. Lucassen, M. Van der Aalst, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs, (submitted) Decreasing the abundance of *Juncus effusus* on former agricultural lands with noncalcareous sandy soils: possible effects of liming and soil removal.

Smolders, A.J.P., Moonen, M., Lucassen, E.C.H.E.T., L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2006a) Changes in pore water chemistry of desiccating freshwater sediments with different sulphur contents. *Geoderma*, **132**, 372-383.

Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., E.C.H.E.T. Lucassen & J.G.M. Roelofs (2006b) Internal eutrophication: how it works and what to do about it - a review. *Chemistry & Ecology*, **22(2)**, 93-111.

Smolders, A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T., Tomassen, H.B.M., L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2006c) De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer. Vakblad Natuur Bos Landschap April: 6-11.

Smolders, A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T., R. Gerats & J.G.M. Roelofs (2003a) Waterpeilregulatie in broekbossen: bron van aanhoudende zorg. *H₂O*, **24**, 17-19.

Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., C. den Hartog & J.G.M. Roelofs (2003b) Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: sulphate as a key variable. *Hydrobiologia*, 506-509: 603-610.

Smolders, A.J.P., Tomassen, H.B.M., Lamers, L.P.M., B.P. Lomans & J.G.M. Roelofs (2002). Peat bog formation by floating raft formation: the effects of groundwater and peat quality. *Journal of Applied ecology*, **39**, 391-401.

Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Moonen, M., K. Zwaga & J.G.M. Roelofs (2001) Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry*, **54**, 219-228.

Smolders, A.J.P. & J.G.M. Roelofs (1996) The roles of internal iron hydroxide precipitation, sulfide toxicity and oxidizing ability in the survival of *Stratiotes aloides* roots at different iron concentrations in sediment pore water. *New Phytologist*, **133(2)**, 253-260.

Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (1995a) Internal eutrophication, iron limitation and sulphide accumulation due to the inlet of river Rhine water in peaty shallow waters in the Netherlands. *Arch. Hydrobiology*, **133**, 349-365.

Smolders, A.J.P., R.C. Nijboer & Roelofs J.G.M. (1995b) Prevention of sulphide accumulation and phosphate mobilization by the addition of iron(II)chloride to a reduced sediment: an enclosure experiment. *Freshwater biologie*, **34**, 559-568.

Smolders, A.J.P. (1995c) Mechanisms involved in the decline of aquatic macrophytes; in particular of *Stratiotes aloides*. Proefschrift, Katholieke Universiteit Nijmegen.

Smolders, A.J.P. & J.G.M. Roelofs (1993) Sulphate-mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. *Aquat. Bot.*, **46**, 247-253.

Straub, K.S., Benz, M., B. Schink & F. Widdel (1996) Anaerobic, nitrate dependent microbial oxidation of ferrous iron. *Applied Environmental Microbiology*, **62**, 1458- 1460.

STOM (1983) Lange termijn ontwikkelingen van voedselarme milieus en grondwater van de pleistocen zandgronden, Een verkenning van de periode 1900-2025. Rapport Rijksuniversiteit Utrecht, Utrecht.

Stortelder, A.F.H., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel (1999) De vegetatie van Nederland. Deel 5. Opulus press. Uppsala.

Stuyfzand, P.J., R.J. Stuurman, & Y. van der Velde (2005) Bedreigt 'mijnwater' uit de groeve Boudewijn de winning Ossendrecht? KWR 05.002.

Van Breemen, N., J. Mulder & C.T. Driscoll (1983) Acidification and alkalisation of soils. *Plant and soil*, **75**, 283-308.

Van Dam, H., Arts, G.H.P., Belgers, J.D.M., Tempelman, D., Dijkers, C., L. Janmaat & M.A.A. de la Haye (2005) De huidige toestand en vervolgaanpak Brabantse vennen. Alterra, Wageningen.

Van de Grift, B., Rozemeijer, J., M. Van Vliet & H.P. Broers (2004) De kwaliteit van het grondwater in de provincie Noord-Brabant. Rapportage over de toestand van 2003 en trends inde periode 1992 t/m 2003. NITG, 04-206-B.

Van de Linden, M., Blokland, K.A., Zonneveld, L.M.L., R. van Ek & J. Runhaar (1996) Herstel van natte en vochtige ecosystemen. Zoetermeer, NOV-rapport 9.1.

Van den Berg, M.S., Broersen, W., Coops, H., Gotjé, W., Graveland, J., Haas, H.A., Noordhuis, R., Portielje, R., Soesbergen, M., Vermaat, J.E., van Vliet, K., Y. Wessels & L. Zwarts (2002) Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht, RIZA rapport 2002.040 Rapport RIKZ/2002.041 DWW rapport nr. DWW-2002-053.

Van den Bergh, J.B. & M.H.R. Tromp (1999) Ecohydrologisch onderzoek in het beekdal van de Kleine Dommel. Larenstein/SC-DLO.

Van den Broek, T., B. Beltman & L. van Kampen-Brouwer (2002) Laagveenvegetaties in de Westelijke Langstraat. Landschapsecologie, Universiteit Utrecht, Utrecht.

Van der Ploeg, N. (2007) De Pelterheggen, vloeiveiden van de Plateaux. *De levende Natuur*, 3, 132-134.

Verloop, K. (1999) Overschotten van stikstof en fosfaat. Den Haag, TCB rapport12.

Wienk, L.D., Verhoeven, J.T.A., H. Coops & R. Portielje (2000) Peilbeheer en nutriënten, Literatuurstudie naar de effecten van peildynamiek op de nutriëntenhuishouding van watersystemen, RIZA, 2000.012, ISBN 9036953065.

Bijlage 2. 1a. Overzicht van abiotische randvoorwaarden met betrekking tot de hydrologische omstandigheden in natuurdoeltypen in natte natuurparels.

Natuurdoeltype	GHG (cm) ¹	GLG (cm) ¹	Gevoed door mineraalrijk GW ¹	Bicarbonaat ²	Fe-gehalte ³
				(bodemvocht in voorjaar)	(bodemvocht in voorjaar)
				µmol/l	µmol/l
Hoogveen	± 10 cm +mv	5 cm -mv		< 10	< 30
Natte heide	10 +mv - 20 -mv	20-50 -mv		1 - 33	60 (2 - 190)
Nat heischraalgrasland	0-40 -mv	40-120 -mv		< 30	20 - 50
Kleine zeggenmoeras	20 +mv - 20 -mv	40-80 -mv	Ja (kalkarm)	1100 (1-2800)	750 (10 - 3300)
Blauwgrasland	0-25 -mv	40-80 -mv	Ja (matig kalkrijk)	190 (30 - 370)	100 (0 - 350)
Dotterbloemgrasland	20 +mv - 20 -mv	40-80 -mv	Ja*	1900 (600-4000)	1050 (500 -1600) **
Groot zeggenmoeras	20 +mv - 0 mv	10 +mv - 50 -mv		3800 (10 - 7400)	< 30
Rietmoeras	20 +mv - 0 mv	10 +mv - 40 -mv			
Berkenbroekbos	10 +mv - 0 mv	40-80 -mv		203 (16 - 2620)*	
Elzenbroekbos	20 +mv - 20 -mv	40-80 -mv	Ja	3440 (1000 - 5570)*	
Vogelkers-Essenbos	0-30 -mv	50-150 -mv	Ja	4590 (660 - 7050) *	
Wilgenstruweel	40 +mv - 0 mv	10 +mv - 40 -mv			
Gagelstruweel	0-40 -mv	40-80 -mv			
Wilgenbroekbos	30 +mv - 0 mv	0-40 -mv			Zie natte heide

- 1) uit Ertzen et al. (2005).
 - 2) naar abiotiekdatabestand B-WARE BV & De Becker et al. (2004); data= mediane waarde plus min - max-waarden; * = bicarbonaatgehalte in grondwater.
 - 3) naar abiotiekdatabestand B-WARE BV & De Becker et al. (2004); data= mediane waarde plus min - max-waarden. ** = exclusief veldrus-schraalland (3 - 30 µmol/l Fe).
- * = kan ook door kalkrijk, maar schoon oppervlaktewater ontstaan.

Voor sulfaat in GW is geen dekkend overzicht voor de verschillende natuurdoeltypen. Als goede tot zeer goede kwaliteit kunnen waarden onder de 250 µmol/l (24 mg/l) worden beschouwd, tot 500 µmol/l (48 mg/l) als matige kwaliteit en waarden boven 500 µmol/l als (zeer) slechte kwaliteit. Vooral in nat systemen met veel organische stof dreigt dan interne eutrofiëring.

Bijlage 2.1b. Overzicht van abiotische randvoorwaarden met betrekking tot de bodemomstandigheden in natuurdoeltypen in natte natuurparels.

Natuurdoeltype	pH-H ₂ O bodem ¹	Trofiegraad ²	Plantbeschikbaar P (Olsevenextractie) ³	Uitwisselbaar inorganisch N (nitraat en ammonium) ⁴
			µmol/ l droge bodem	µmol/ g droge bodem
Hoogveen	3,5 - 5,0	Oligotroof - oligomesotroof	280 (210 - 420)	
Natte heide	4,0 - 6,0	Oligotroof - oligomesotroof	260 (100 - 500)	150 (110 - 170)
Nat heischraalgrasland	4,5 - 6,0	Oligomesotroof - mesotroof	180 - 300	210 (160 - 250)
Kleine zeggenmoeras	4,5 - 6,5	Oligomesotroof - mesotroof	270 (120 - 680)	
Blauwgrasland	5,0 - 6,5	Oligomesotroof - mesotroof	250 (100 - 400)	400 (350 - 460)
Dotterbloemgrasland	5,5 - 7,0	Mesotroof - eutroof	300 (100 - 800)	
Groot zeggenmoeras	> 5,5	Mesotroof - zeer eutroof	500 (100 - 900)	
Rietmoeras	> 5,0	Matig eutroof - zeer eutroof		
Berkenbroekbos	< 5,0	Oligotroof - mesotroof		
Eizenbroekbos	(4,5)5,5-6,5	Mesotroof - eutroof		
Vogelkers-Essenbos	5,5 - 7,0	Matig eutroof -eutroof		
Wilgenstruweel	4,5 - 7,5	Eutroof - zeer eutroof		
Gagelstruweel	< 6,5	Oligotroof - mesotroof		
Wilgenbroekbos	> 7,5	Eutroof - zeer eutroof		

1) naar Bal et al. (2001), Provincie Limburg (2003), De Becker et al. (2004) en abiotiekatabestand B-WARE BV

2) naar KIWA (in druk), Provincie Limburg (2003) & expert judgement B-WARE BV.

3) naar abiotiekatabestand B-WARE BV & De Becker et al. (2004); data= mediane waarde plus min - max-waarden.

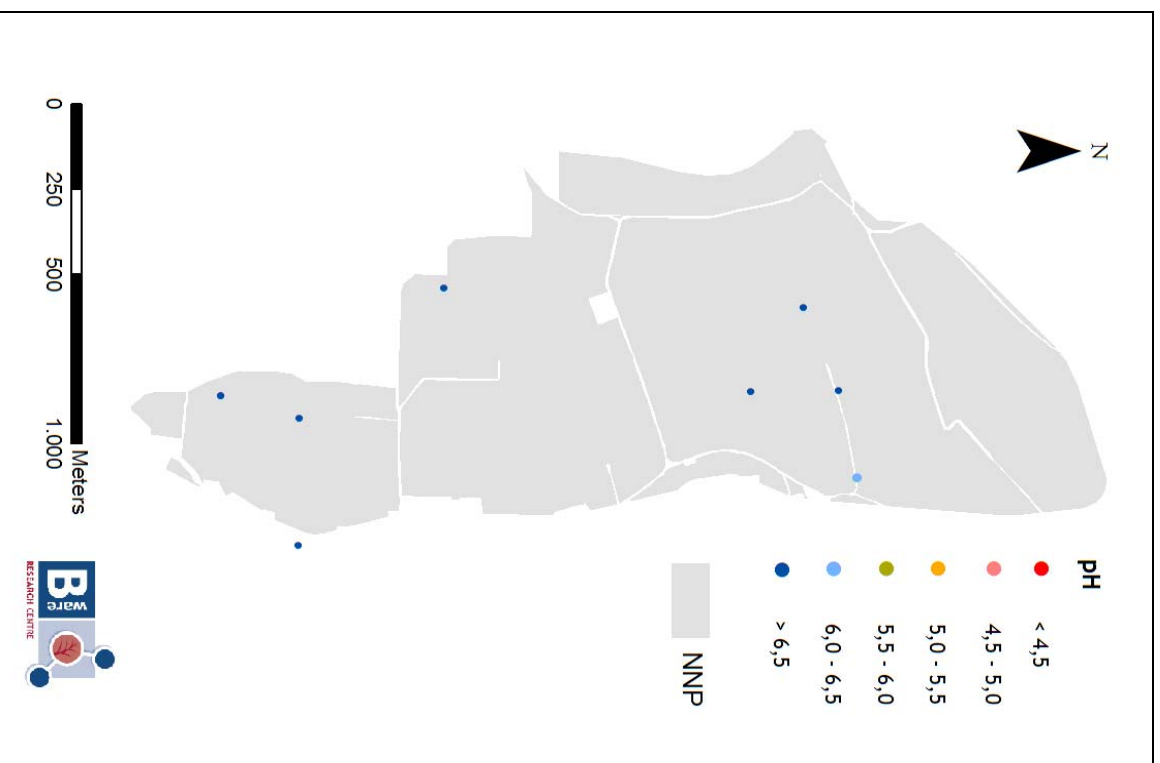
4) naar abiotiekatabestand B-WARE BV; data= gemiddelde plus min - max-waarden.

Bijlage 2.1c: Overzicht van abiotische randvoorwaarden in vennen in natte natuurparels.

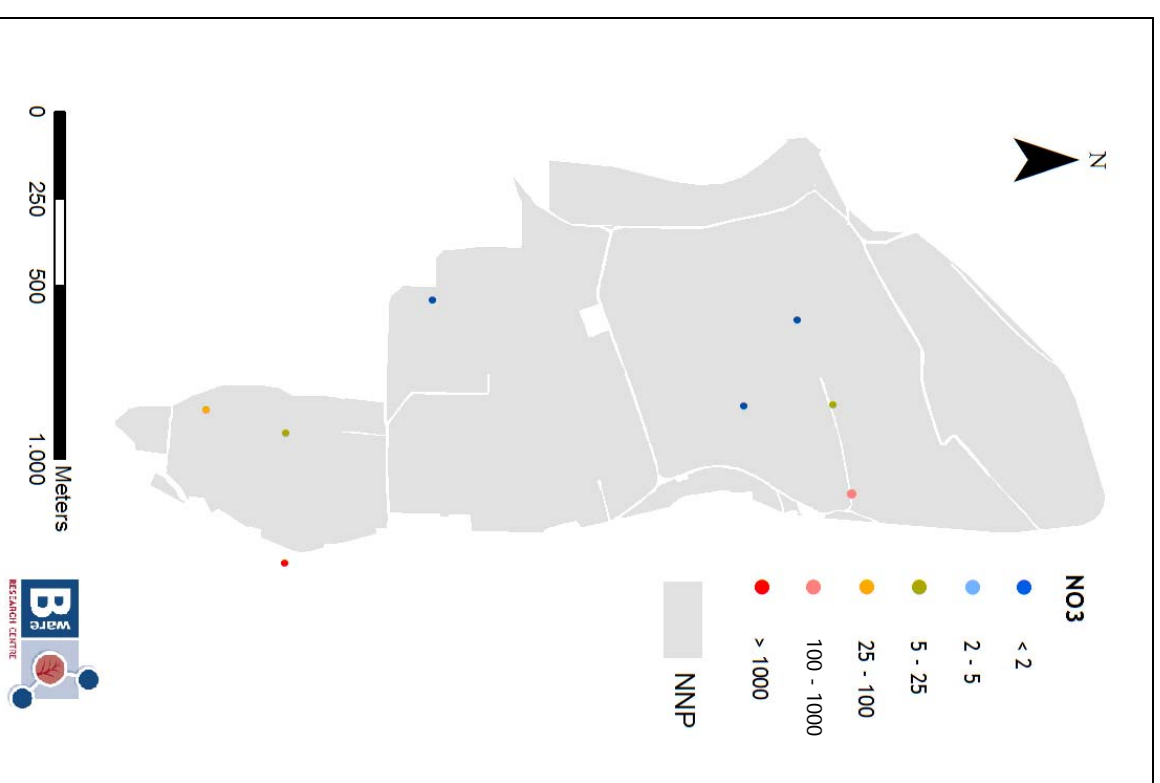
	Hydrologie ¹					Bijzonderheid	
	pH	Alkaliniteit µeq/l	Fosfaat (waterlaag) µmol/l	Ammonium (waterlaag) µmol/l	Nitraat (waterlaag) µmol/l		
Vennen							
Zuur ven/hoogveenven	Regenwater gevoed; soms zeer lokaal zuur GW-invoer	< 4,5	< 50	< 0,2	20 - (50)	< 10 (100)*	Hoogveenven meestal CO ₂ -rijk GW toestroom
Zeer zwak gebufferd ven	Regenwater gevoed & lokaal licht gebufferd GW-invoer	4,5 -6,5	50 - 200	< 0,2	< 10	< 10 (100)*	
Zwak gebufferd ven	Regenwater gevoed & kalkhoudend GW-invoer	5,0 - 7,0	200 - 500 (1000)	< 0,2 (0,5)	< 10	< 10 (100)*	Vaak Fe-aanvoer met GW; gevoelig voor sulfaat!

1) samengesteld op basis abiotiekatabestand B-WARE BV.

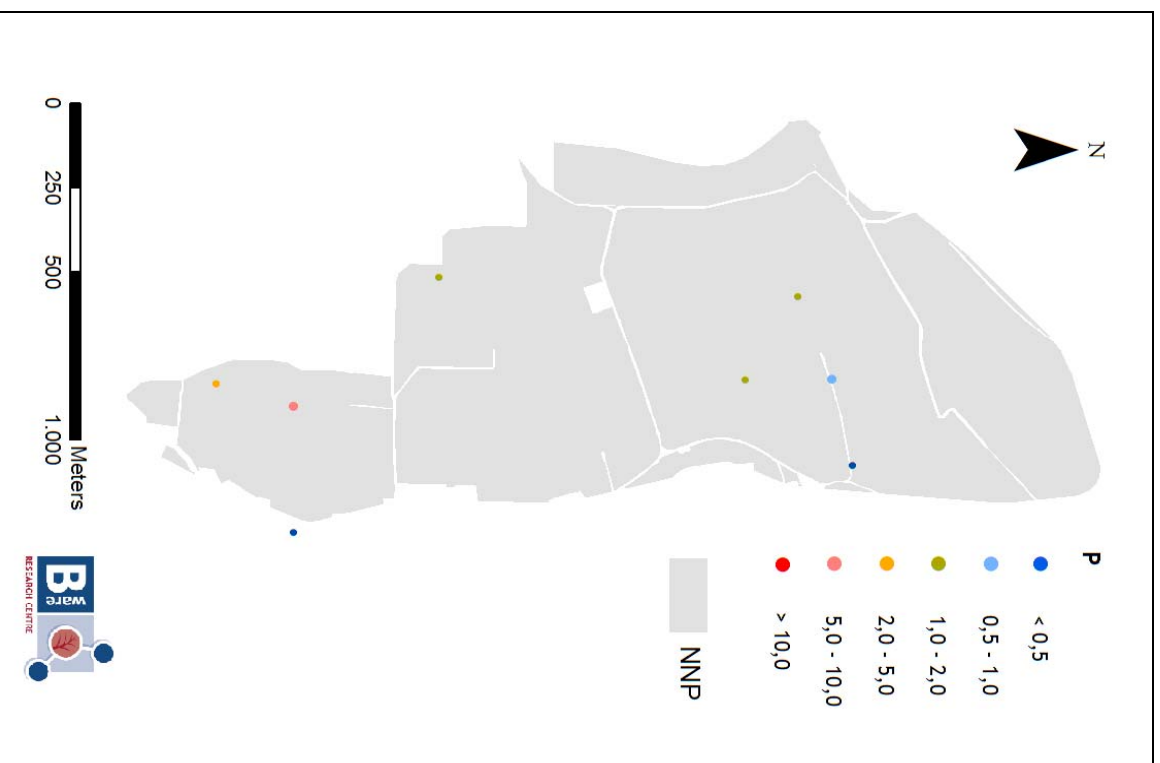
* = hoge waarde mogelijk bij P-lomitatie waterlaag.



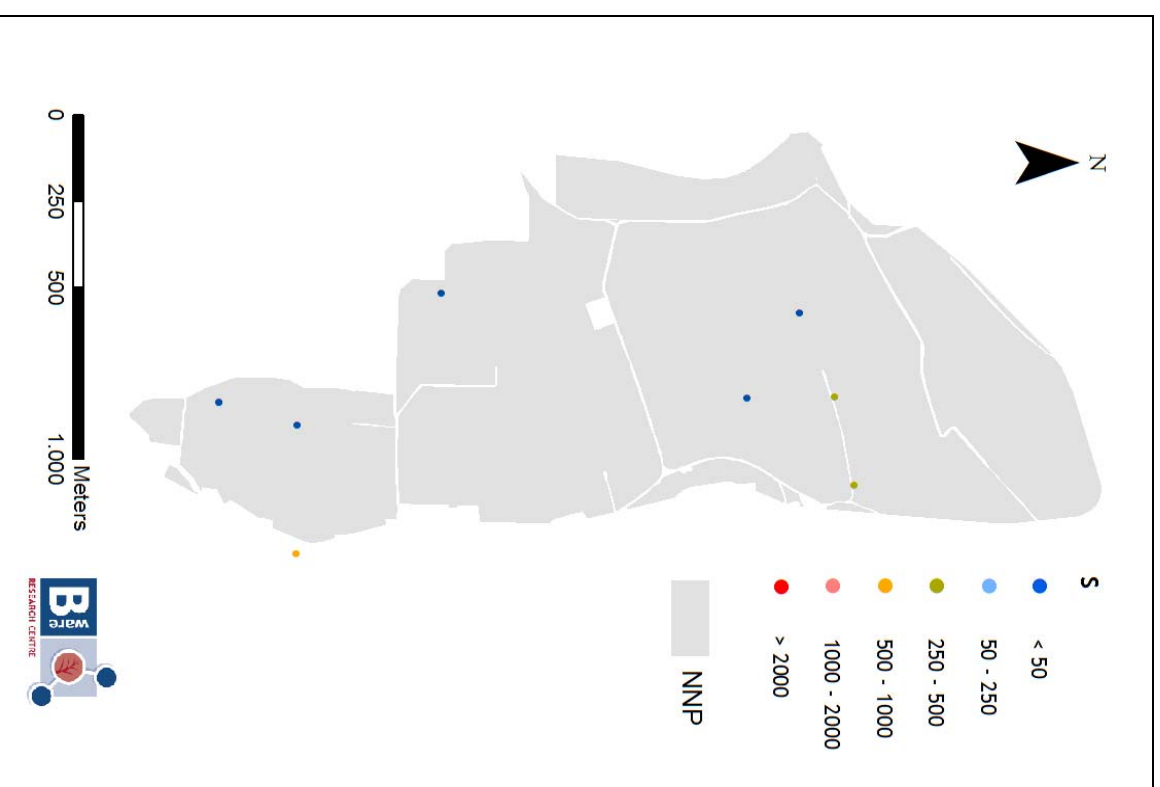
Figuur 5.1 Weergave pH-waarden in deelgebied B (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



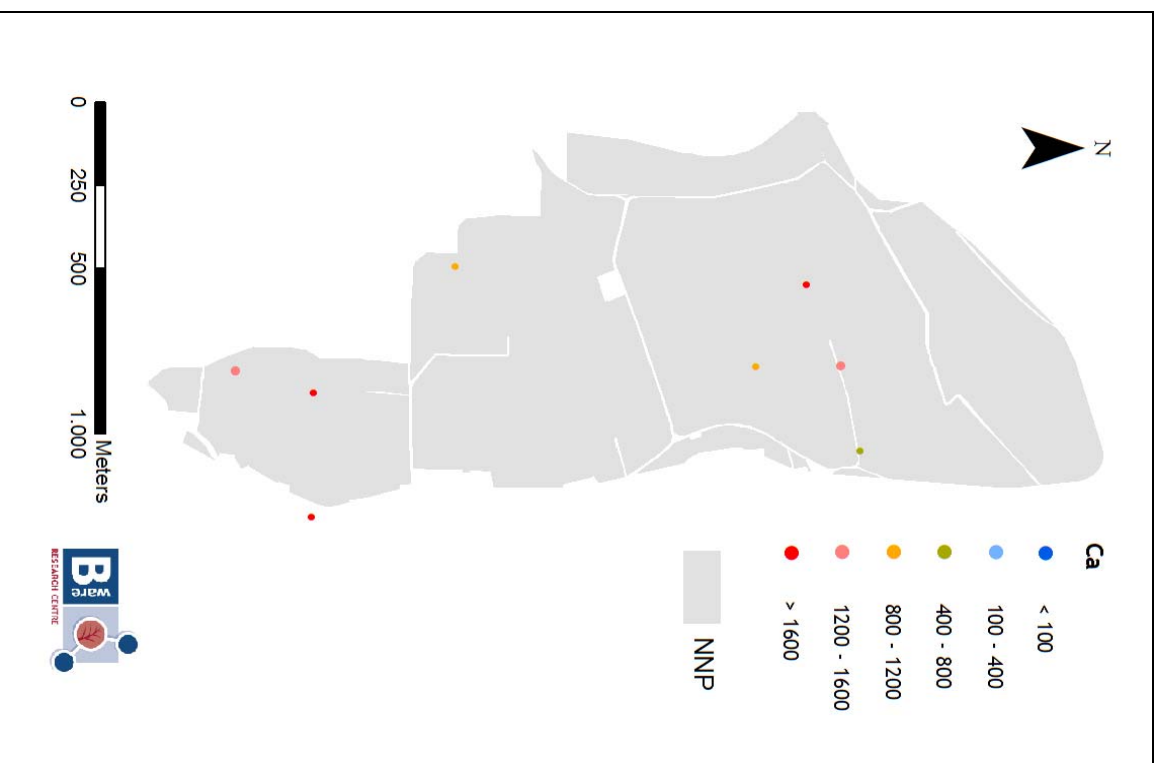
Figuur 5.2 Weergave NO₃⁻ (µmol/l) in deelgebied B (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



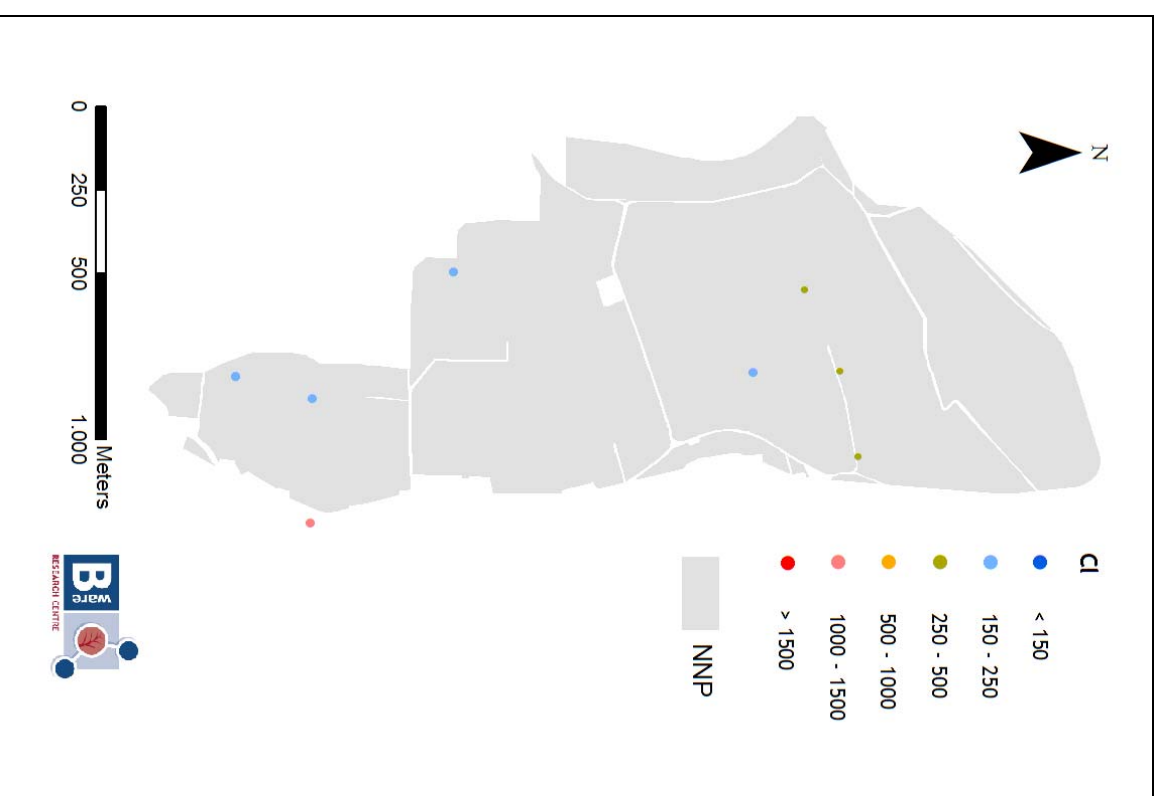
Figuur 5.3 Weergave P ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied B (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



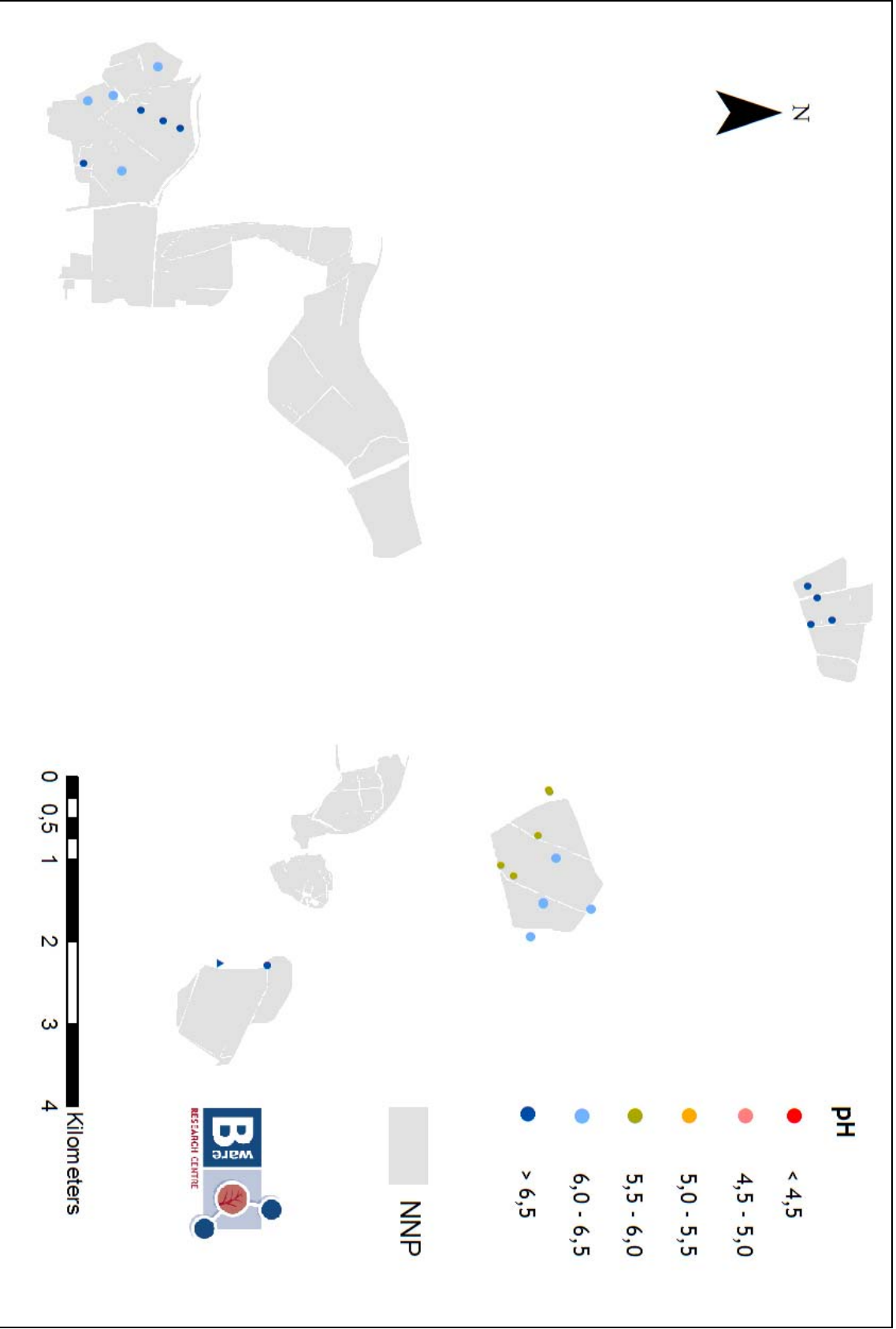
Figuur 5.4 Weergave S ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied B (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



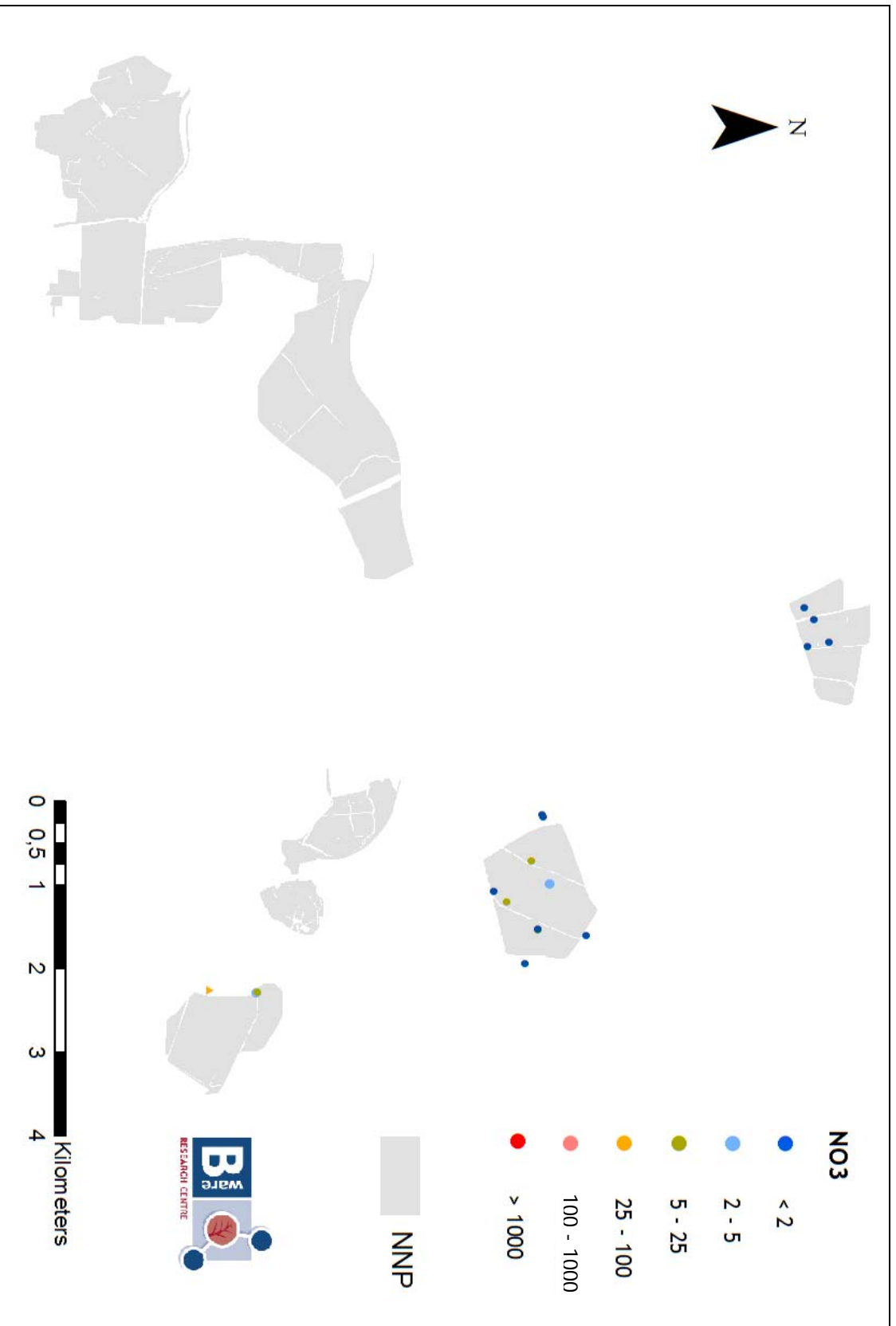
Figuur 5.5 Weergave Ca^{2+} ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied B (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



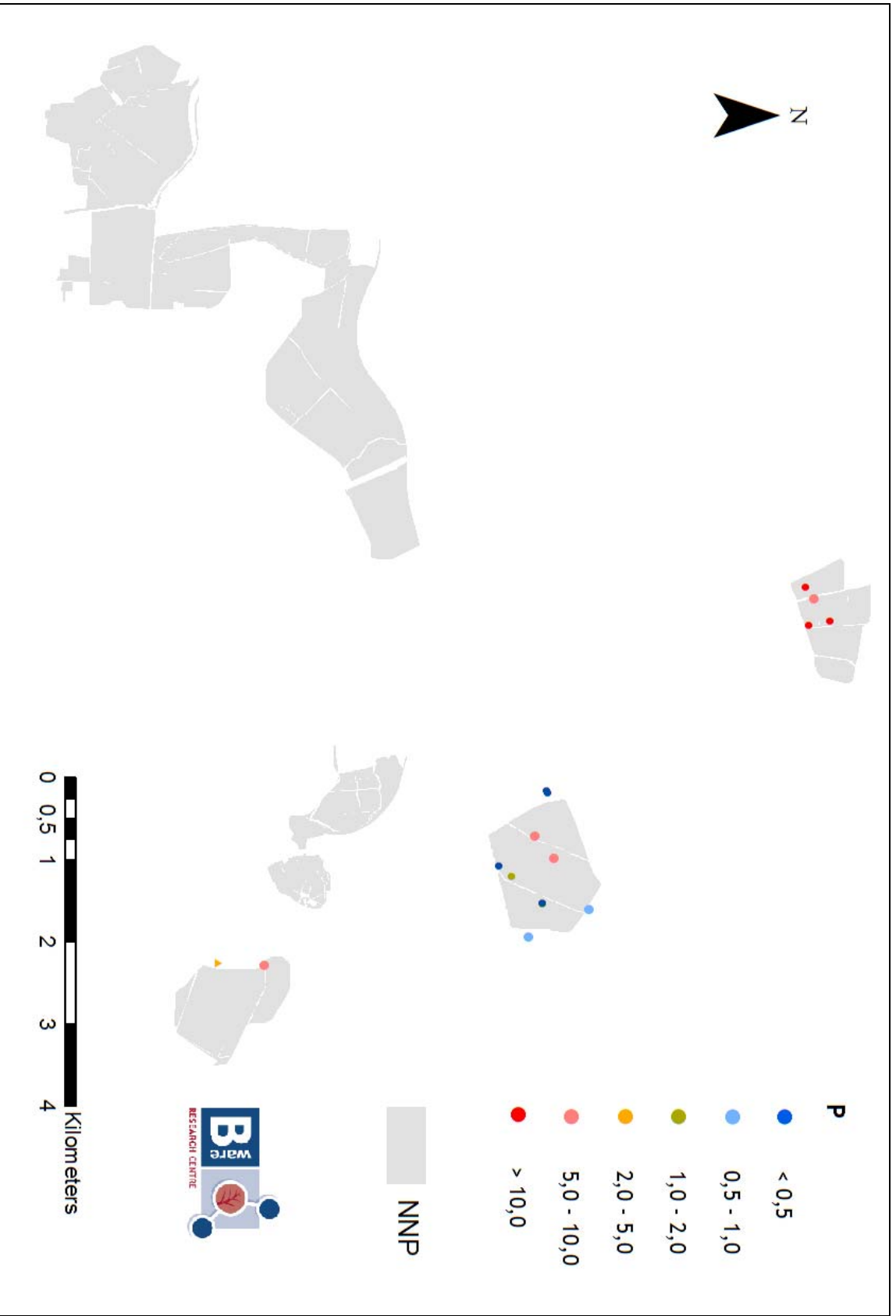
Figuur 5.6 Weergave Cl^- ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied B (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



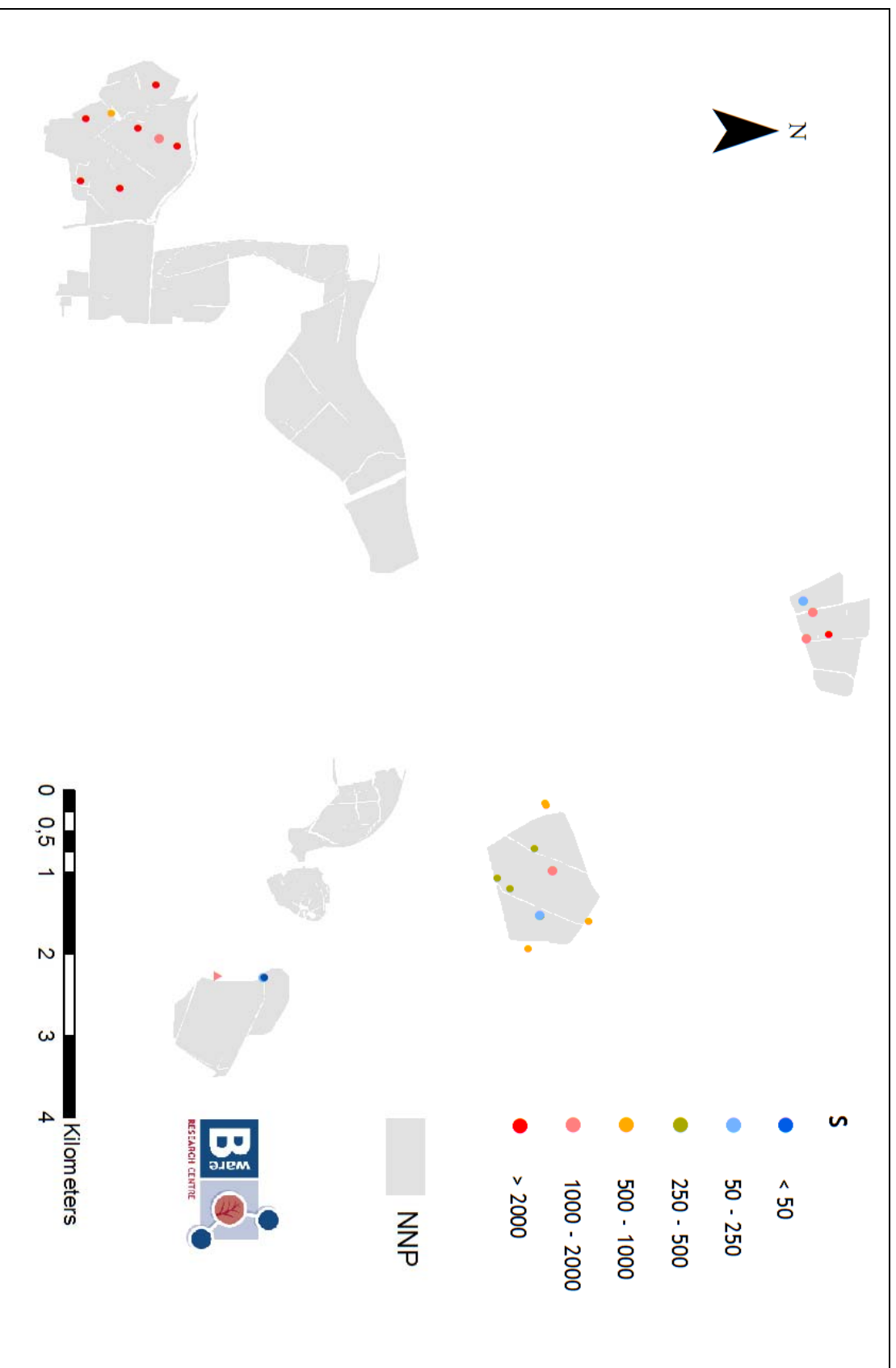
Figuur 5.7 Weergave pH-waarden in deelgebied C (● niet-indicatieve coördinaten, ▲ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



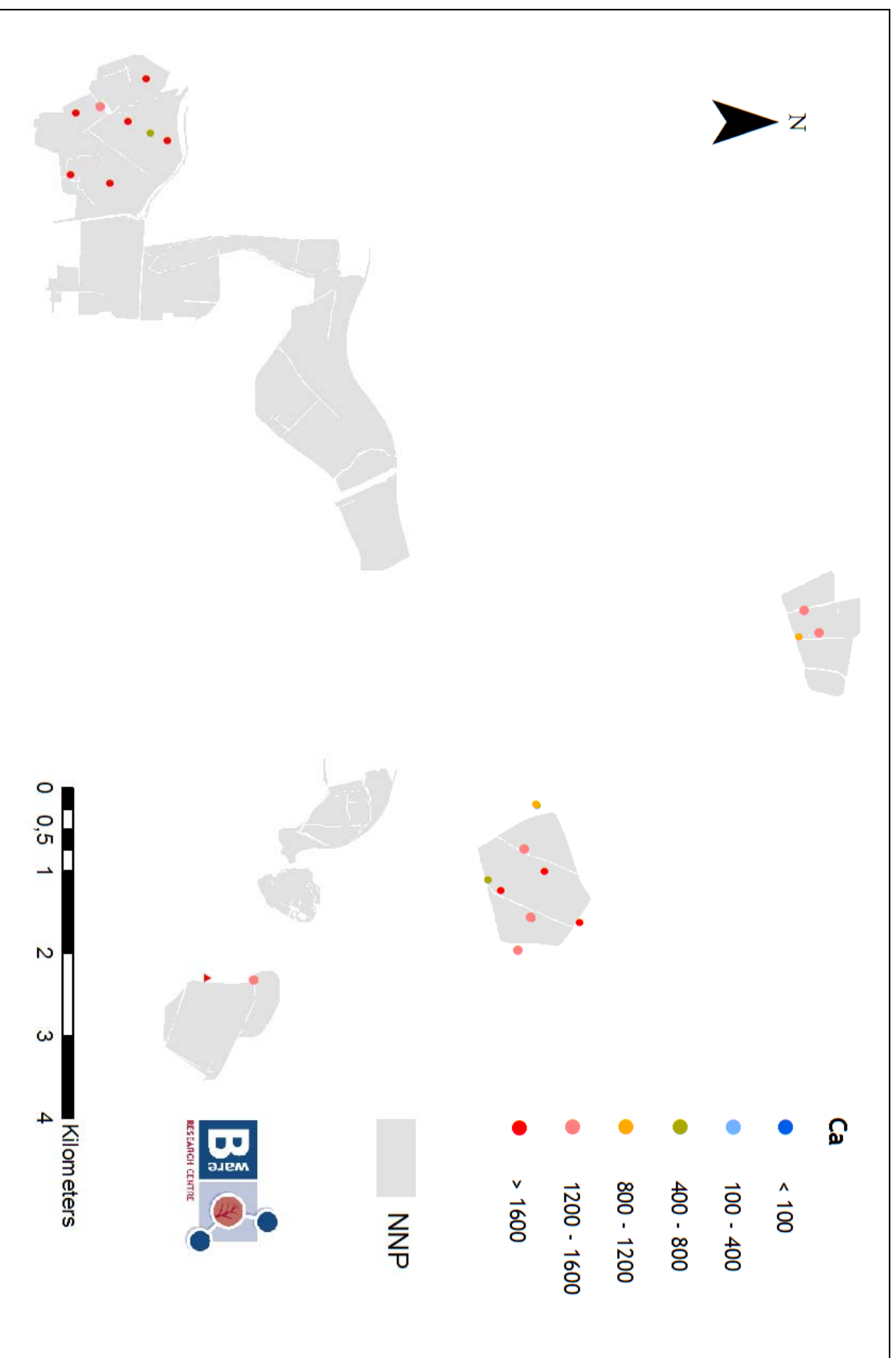
Figuur 5.8 Weergave NO_3 ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied C (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurpleis)



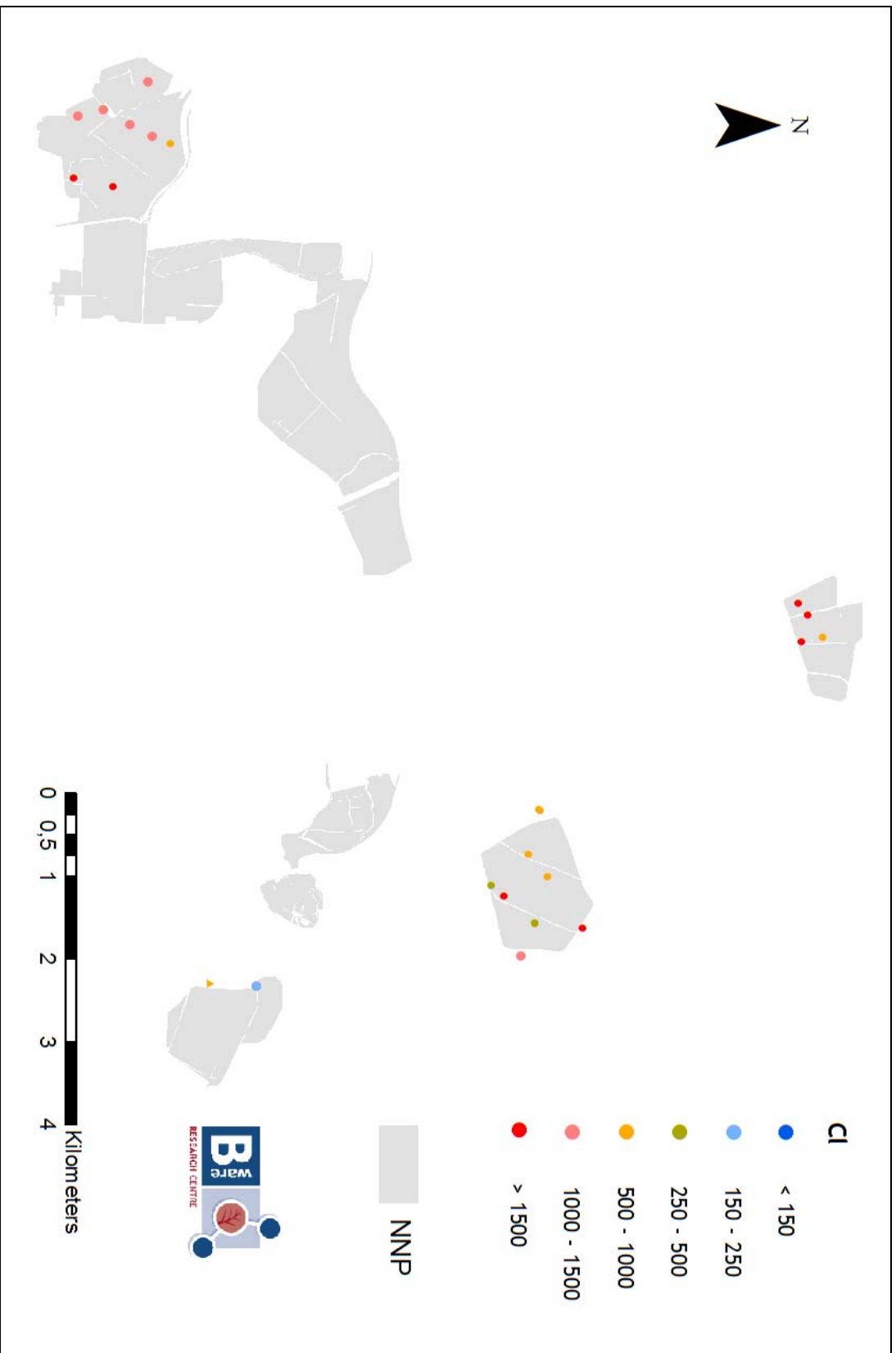
Figuur 5.9 Weergave P ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied C (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



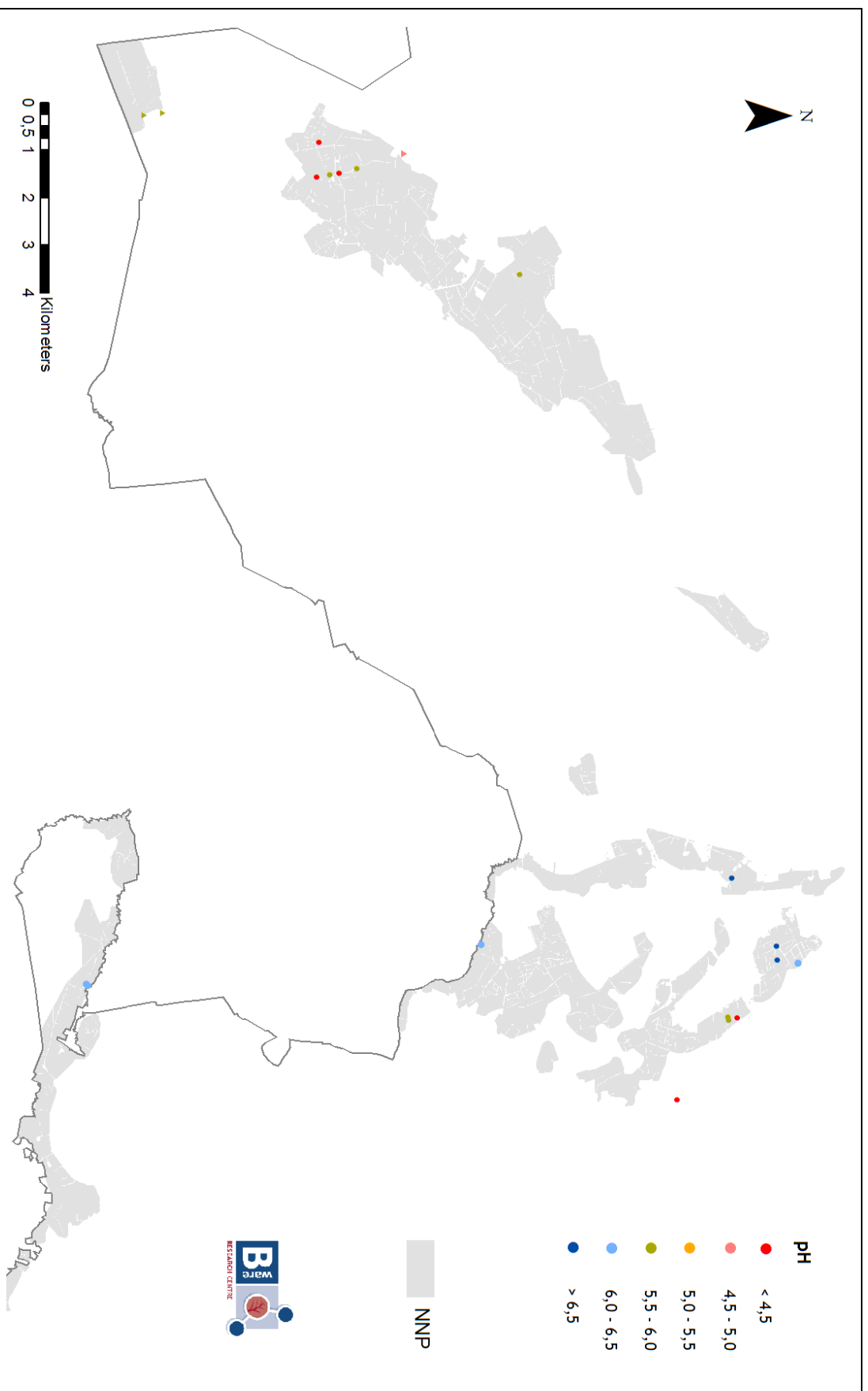
Figuur 5.10 Weergave S ($\mu\text{mol/l}$) in deeltgebied C (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



Figuur 5.11 Weergave Ca^{2+} ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied C (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



Figuur 5.12 Weergave CI ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied C (o niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



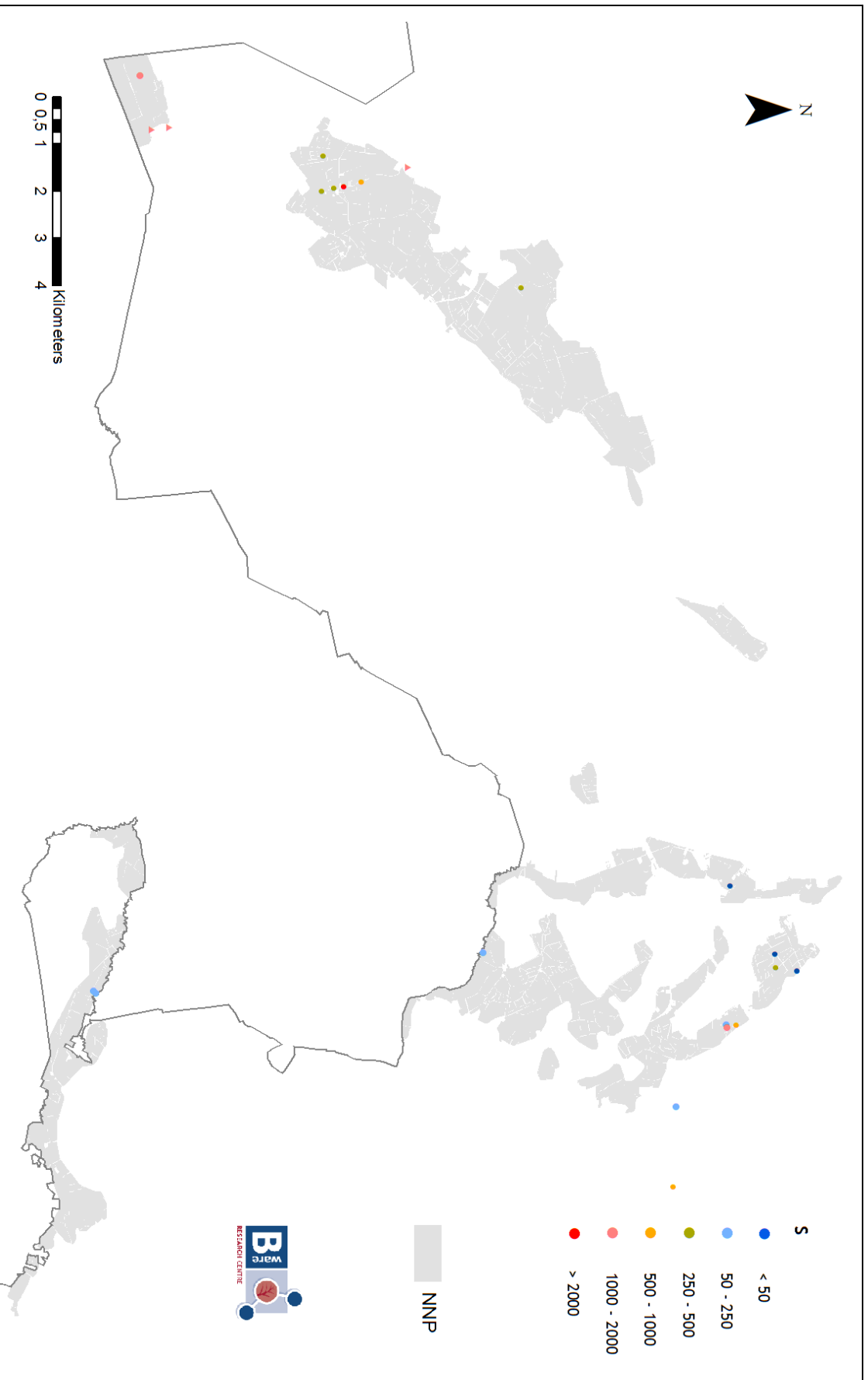
Figuur 5.13 Weergave pH-waarden in deelgebied D (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



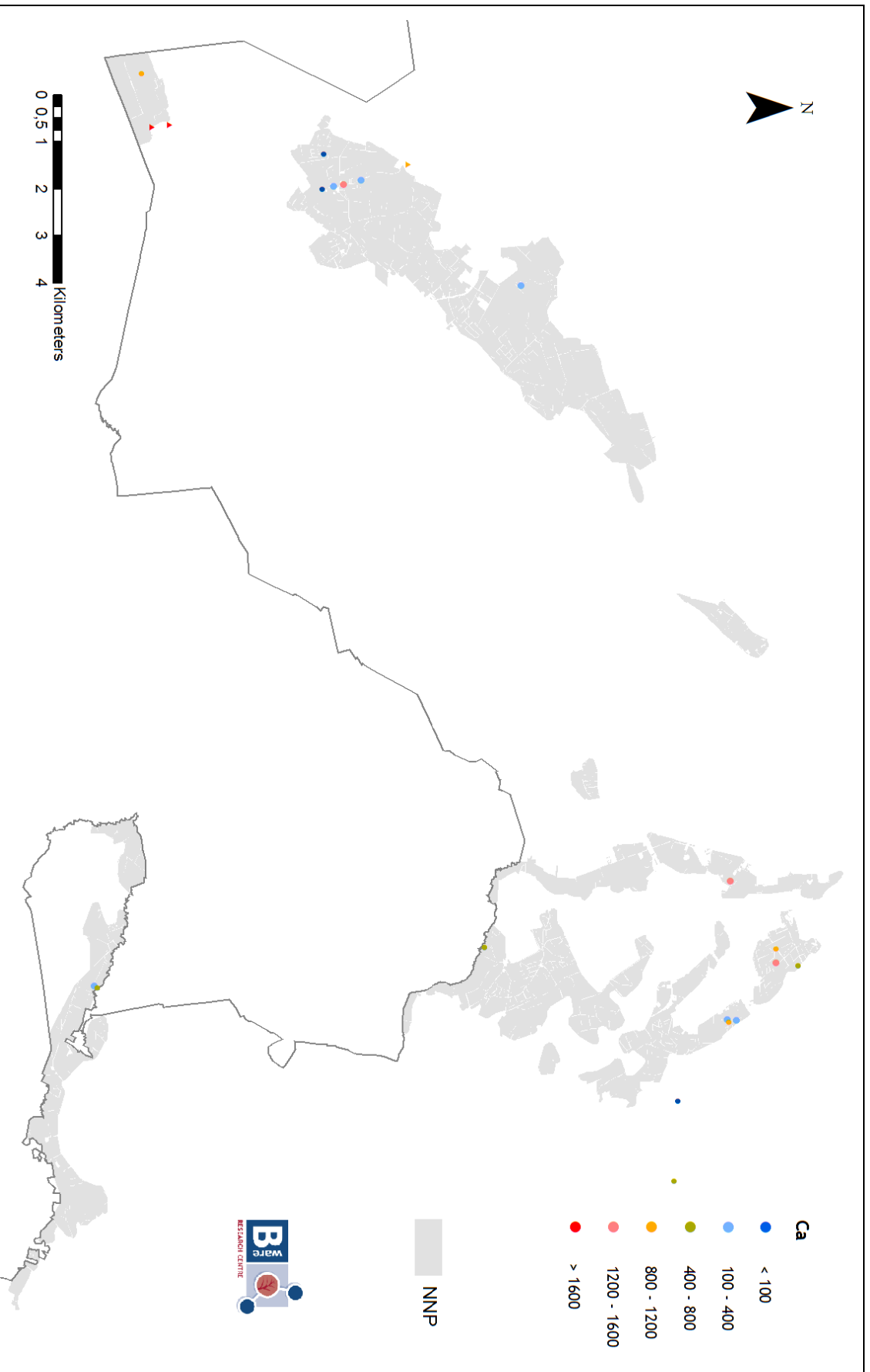
Figuur 5.14 Weergave NO₃ (µmol/l) in deelgebied D (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



Figuur 5.15 Weergave Pijp (I) in deelgebied D (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



Figuur 5.16 Weergave S ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied D (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



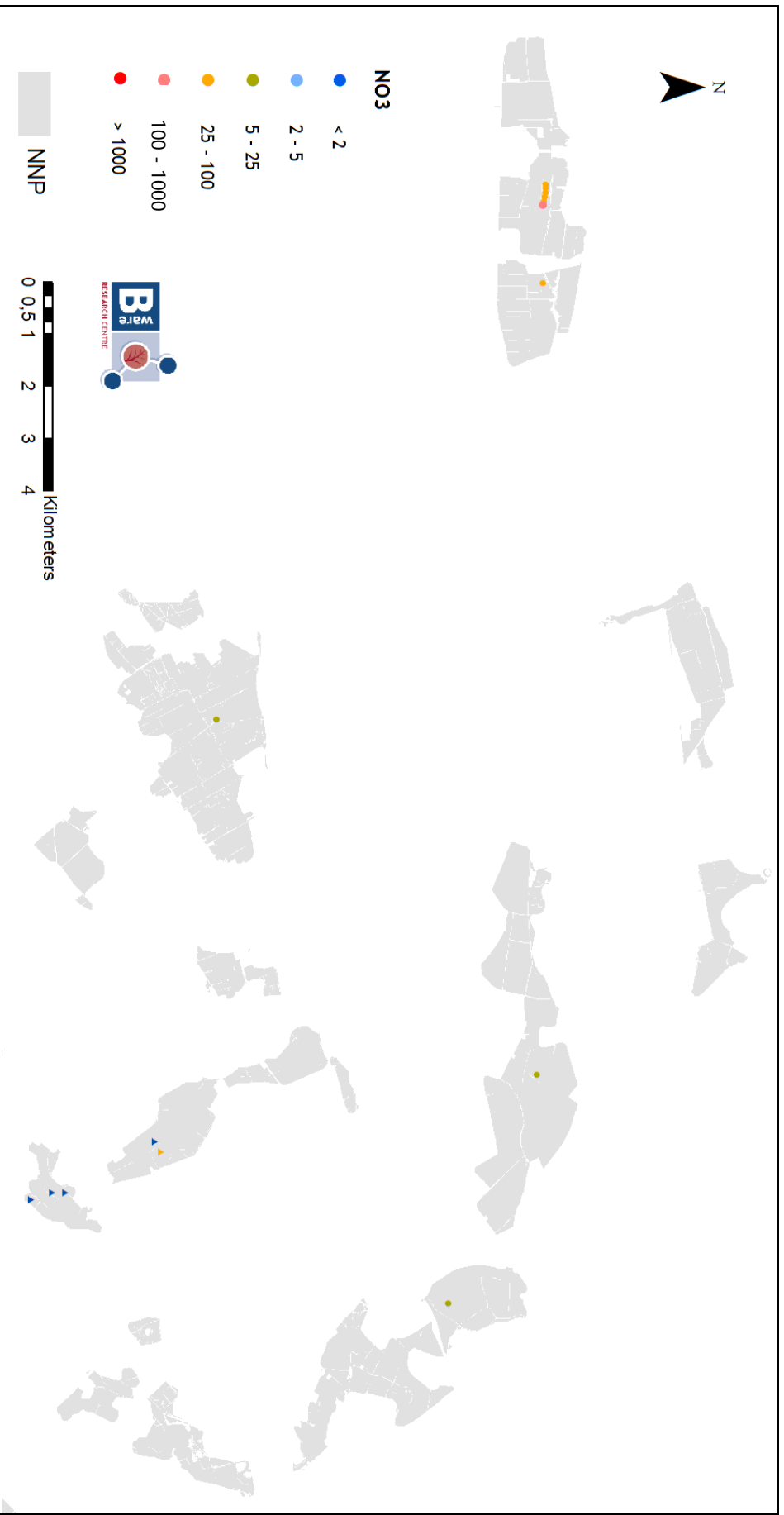
Figuur 5.17 Weergave Ca ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied D (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



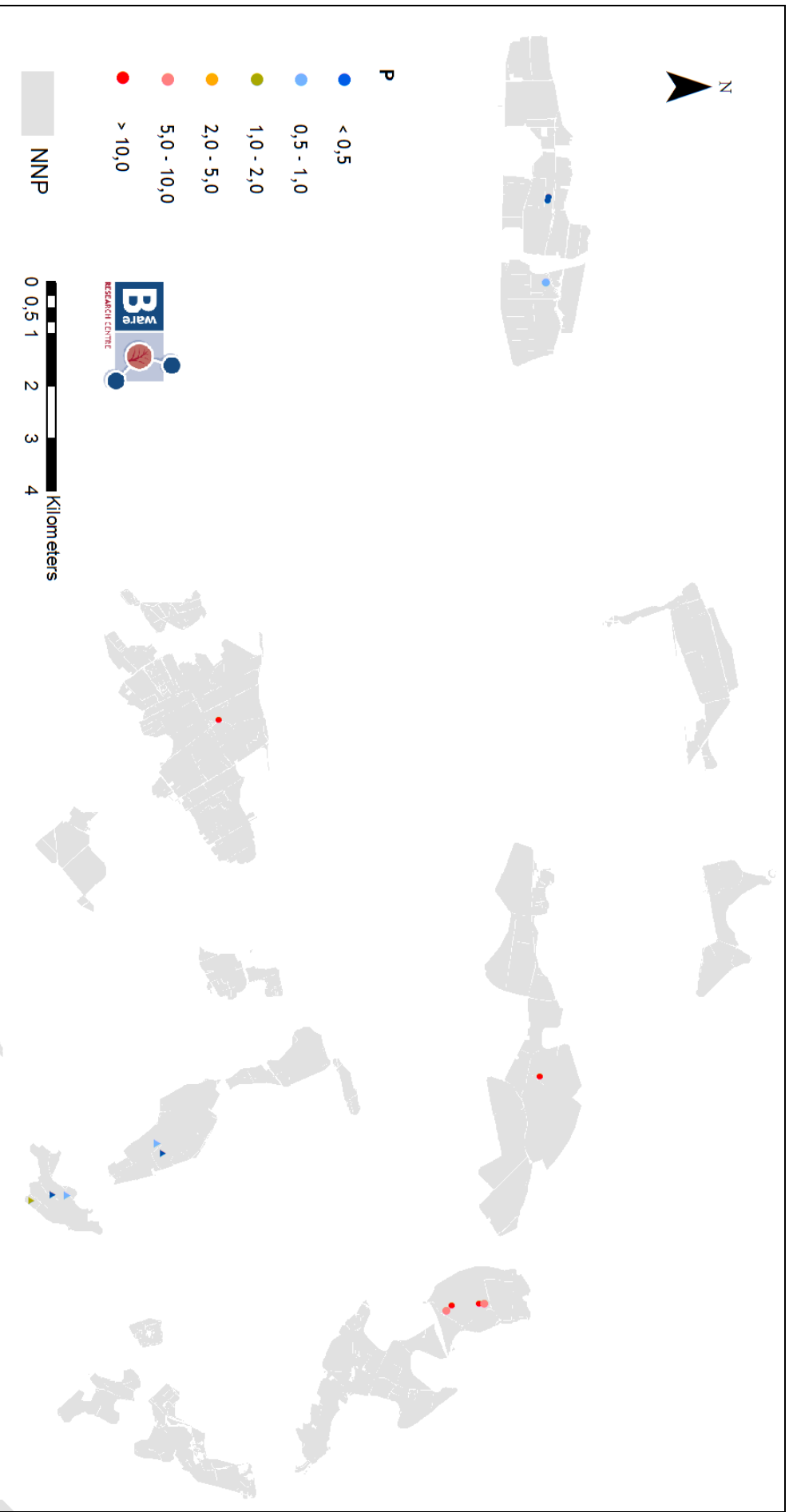
Figuur 5.18 Weergave Cl ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied D (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



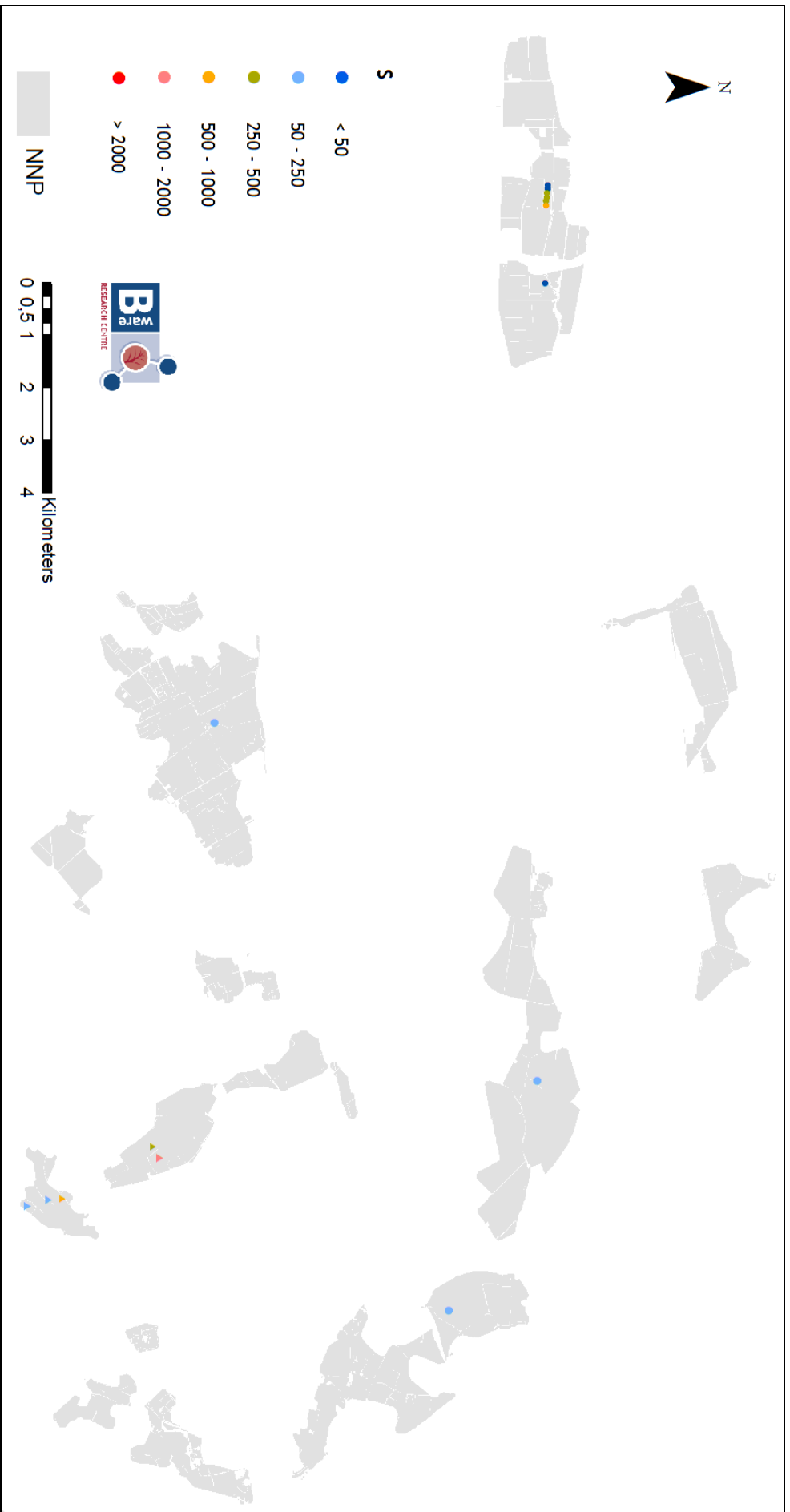
Figuur 5. 19 Weergave pH-waarden in deelgebied E (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natie natuurparels)



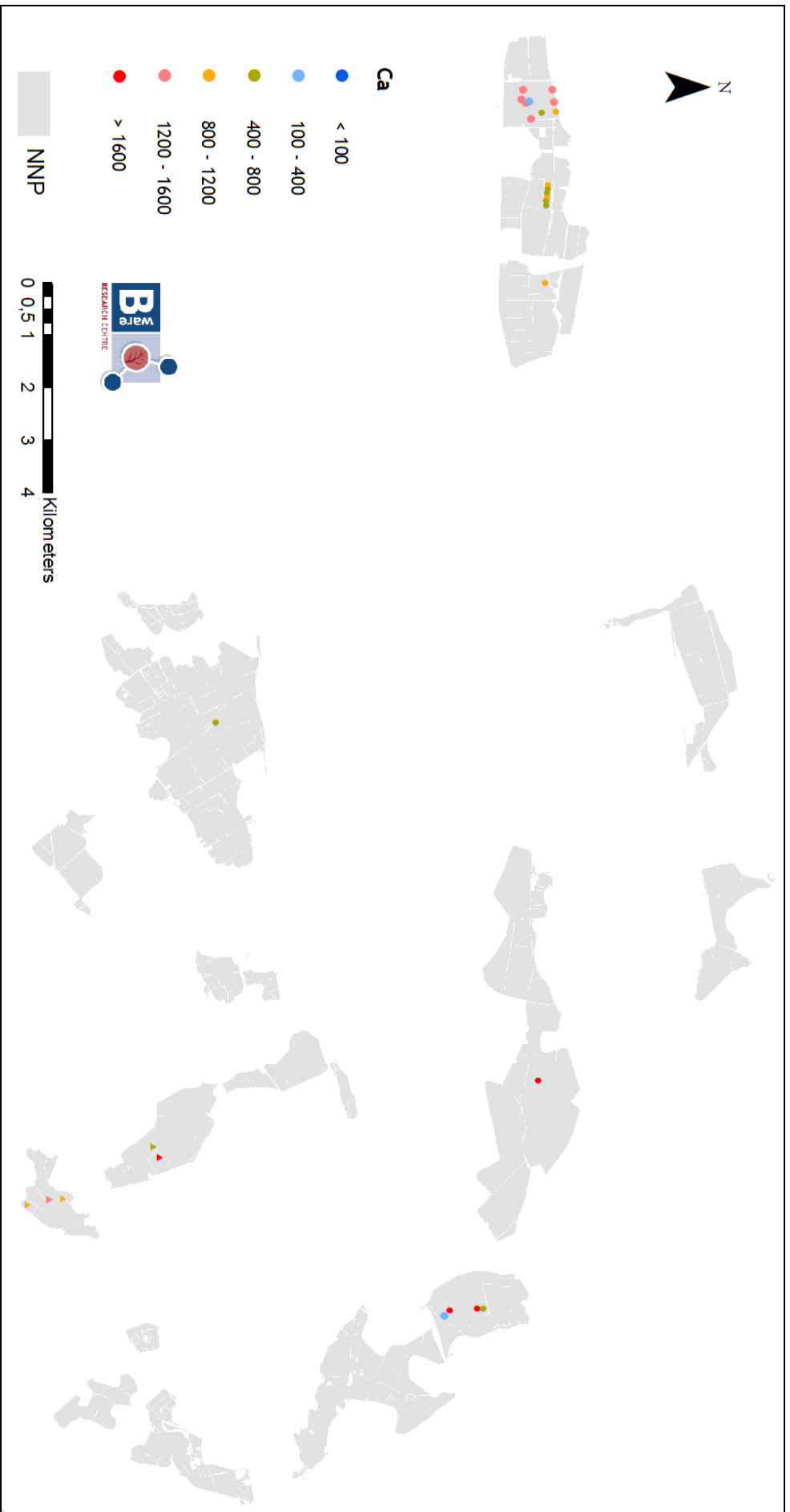
Figuur 5.20 Weergave NO₃ (µmol/l) in deelgebied E (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



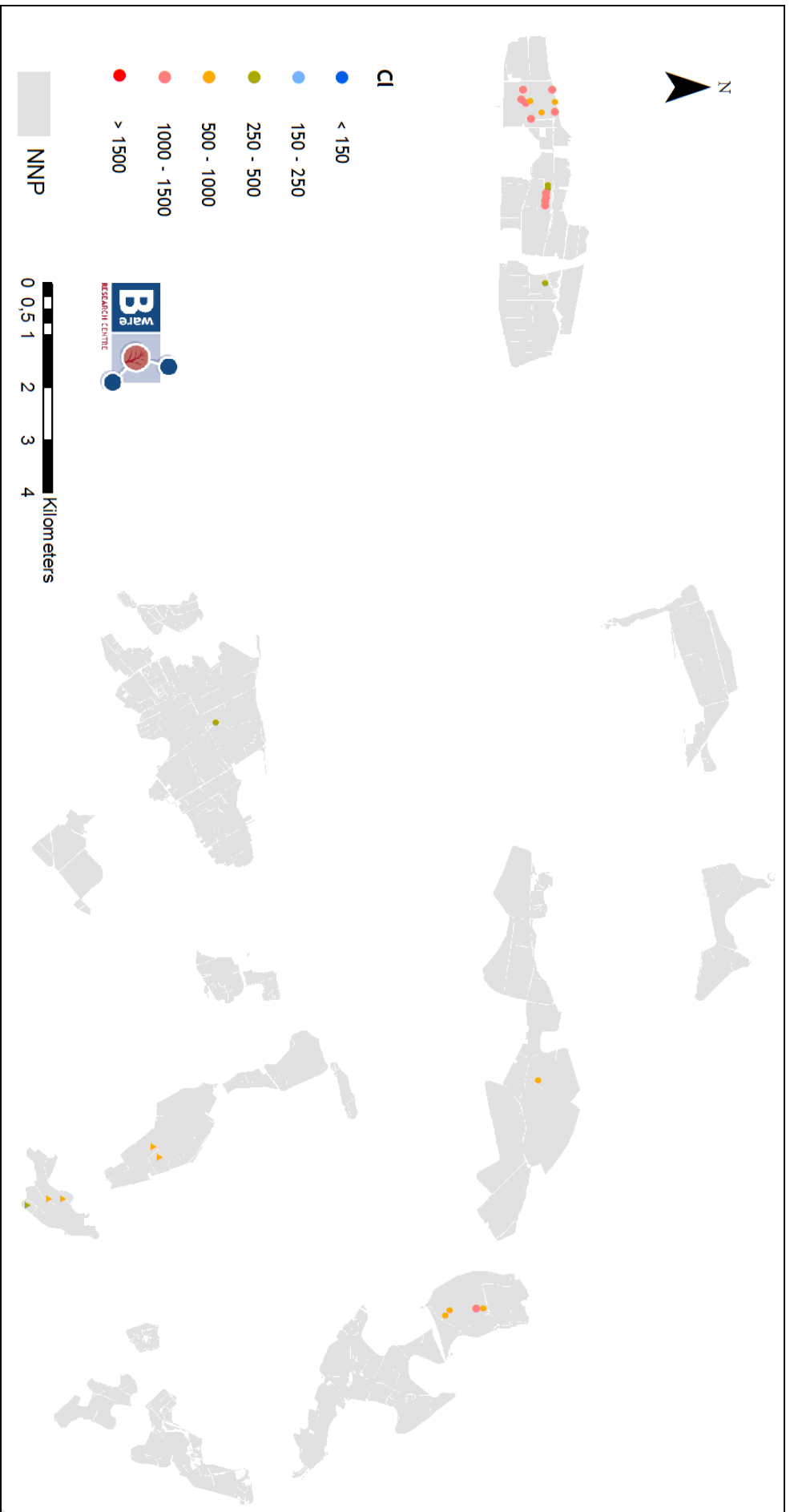
Figuur 5.21 Weergave P ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied E (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurgebied)



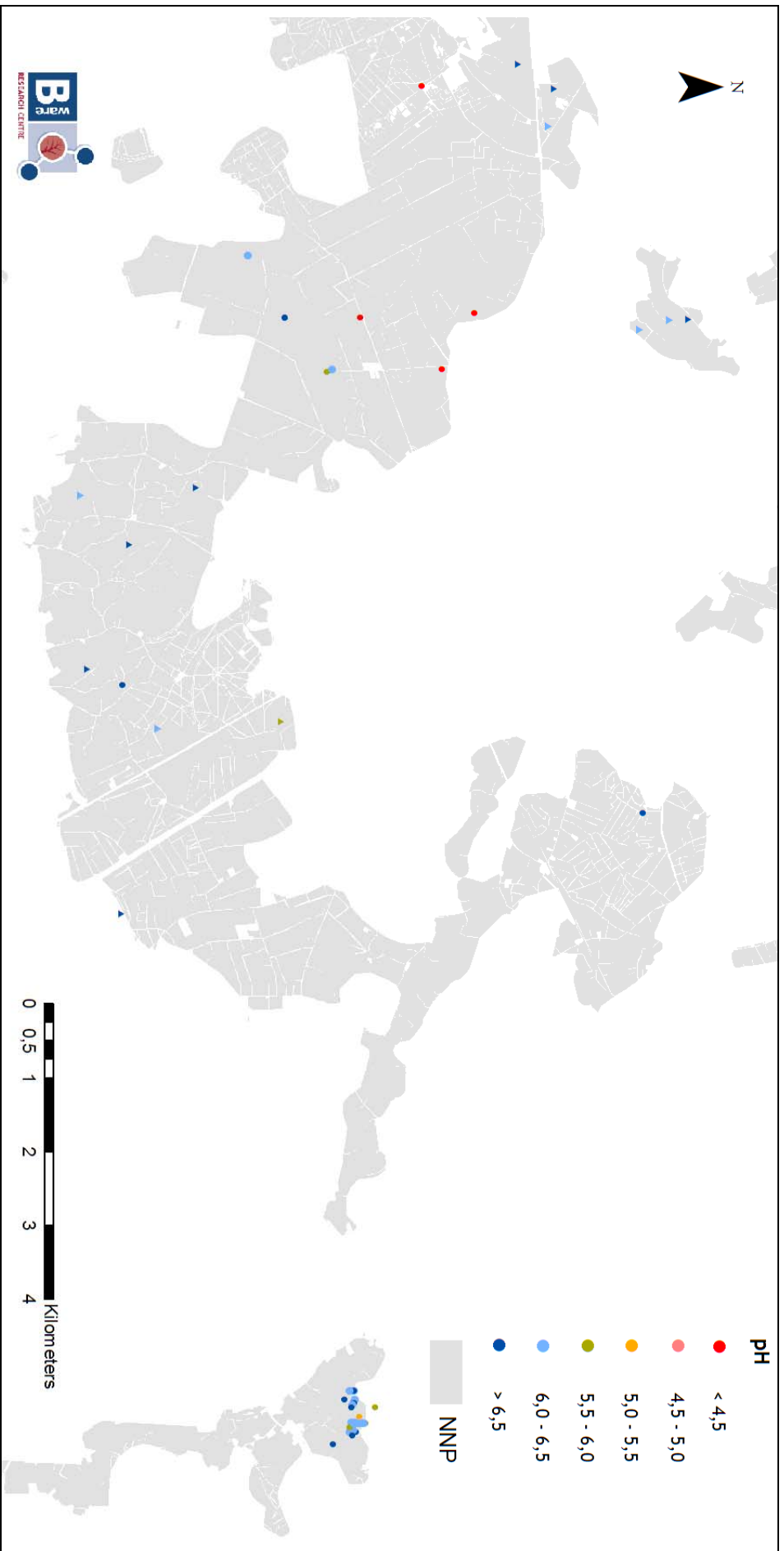
Figuur 5.22 Weergave S (µmol/l) in deelgebied E (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



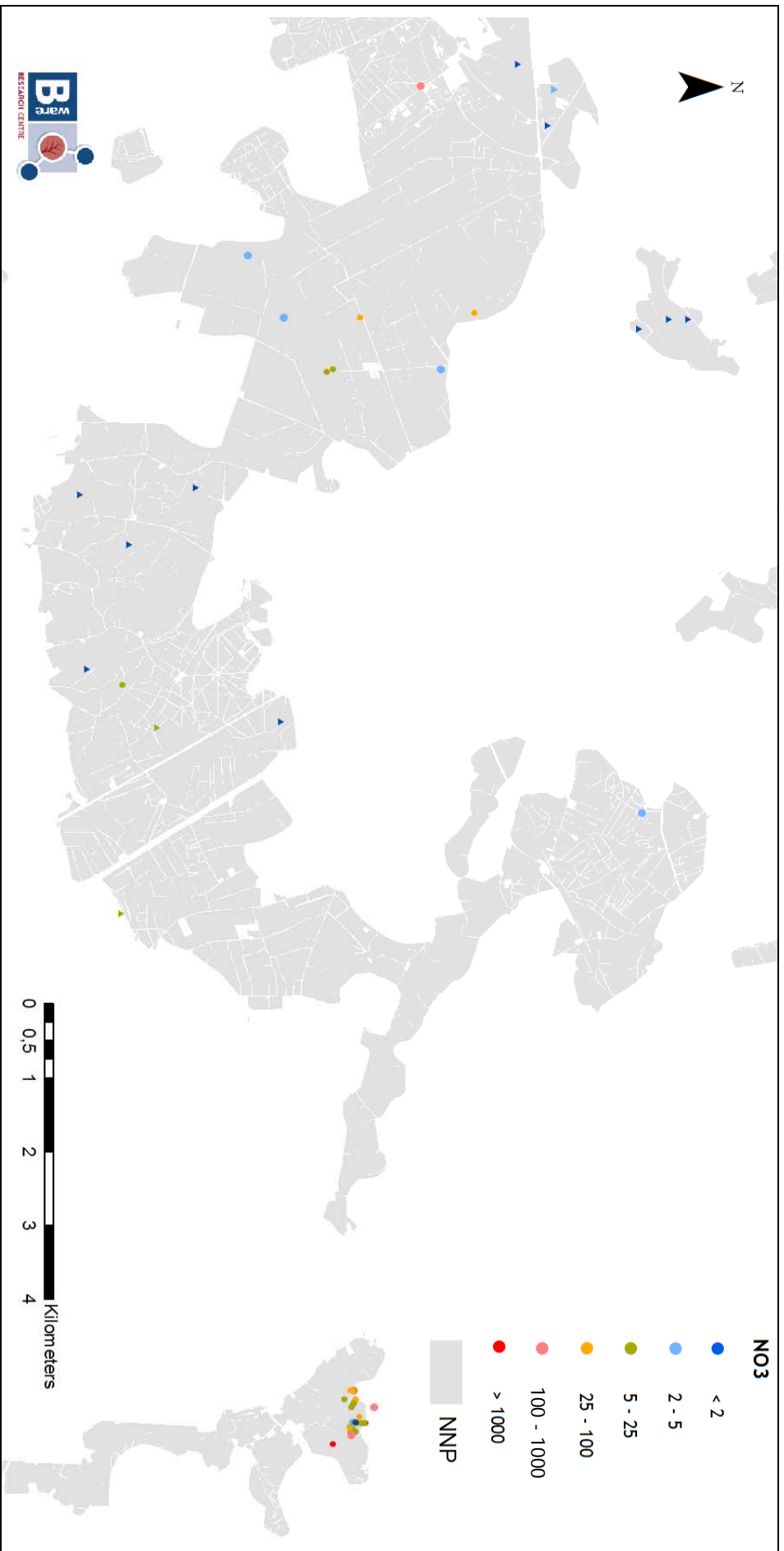
Figuur 5.23 Weergave Ca^{2+} ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied E (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



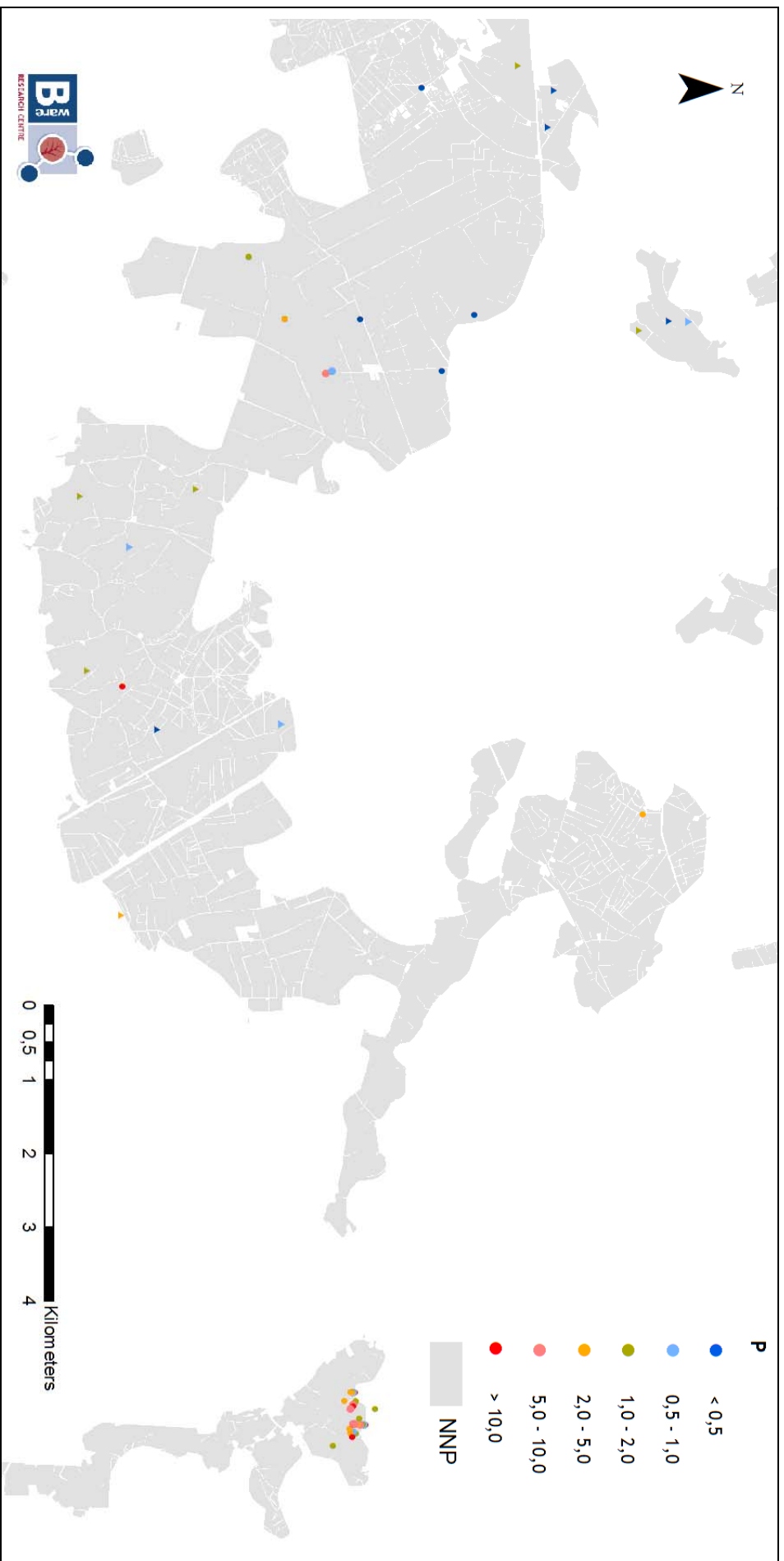
Figuur 5.24 Weergave Cl⁻ (µmol/l) in deelgebied E (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



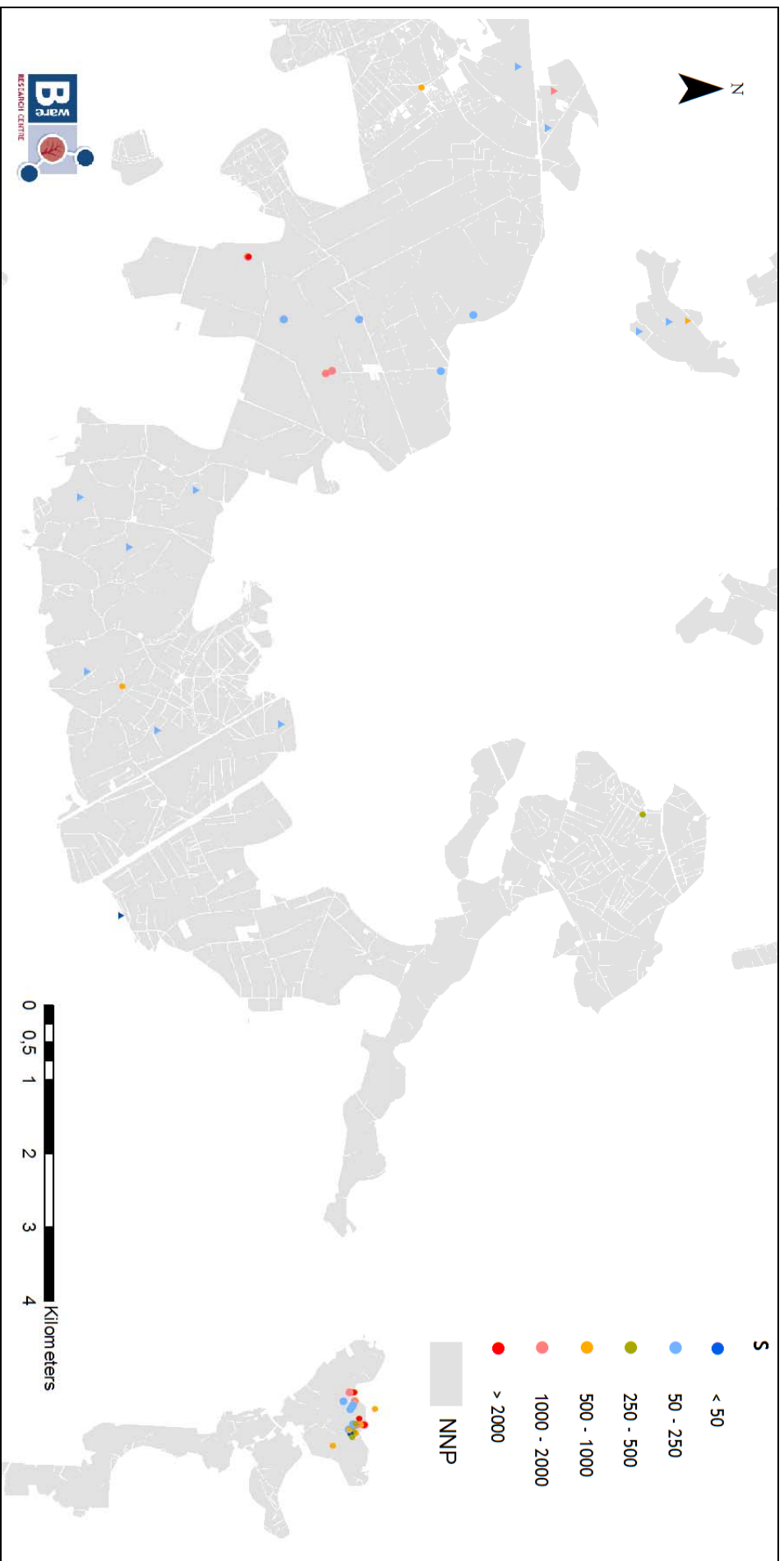
Figuur 5.25 Weergave pH-waarden in deelgebied F (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



Figuur 5.26 Weergave NO₃ (µmol/l) in deelgebied F (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



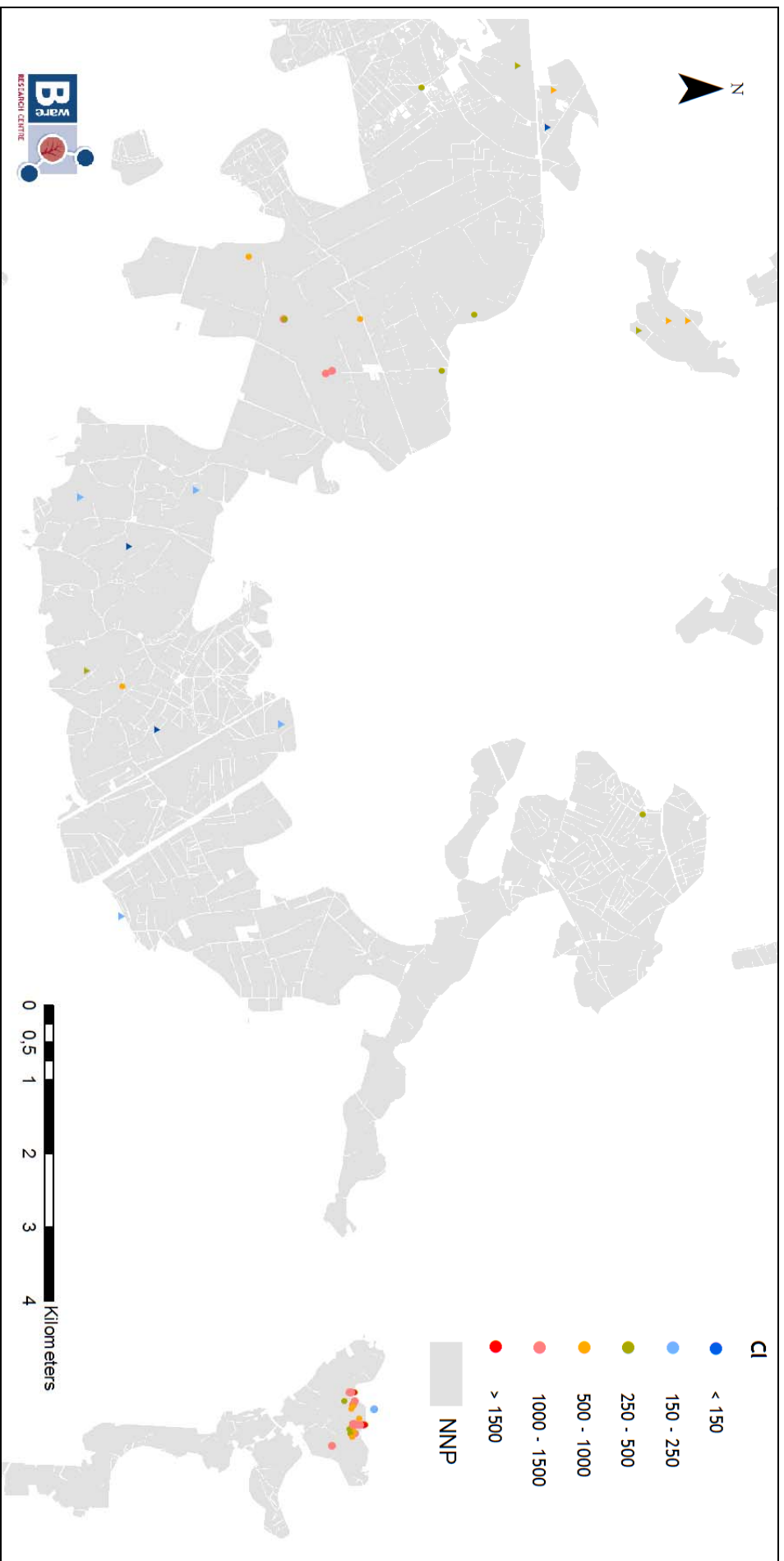
Figuur 5.27 Weergave P ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied E (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



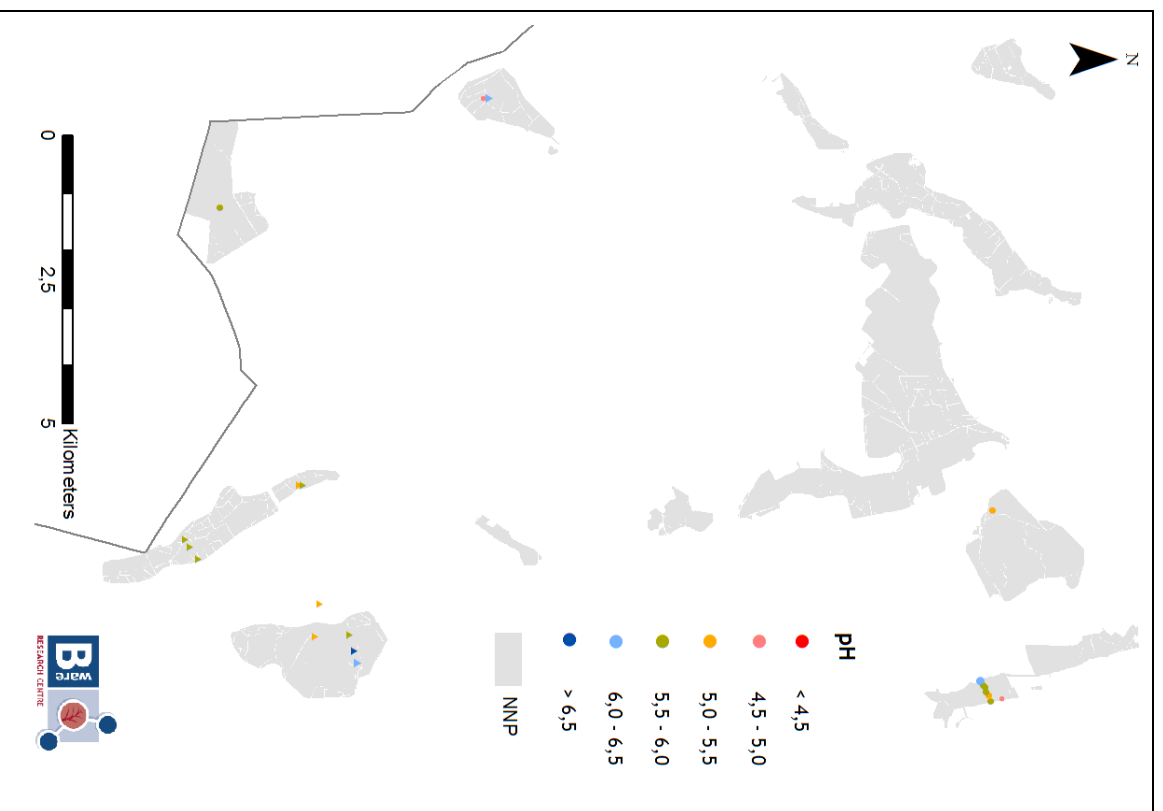
Figuur 5.28 Weergave S ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied E (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



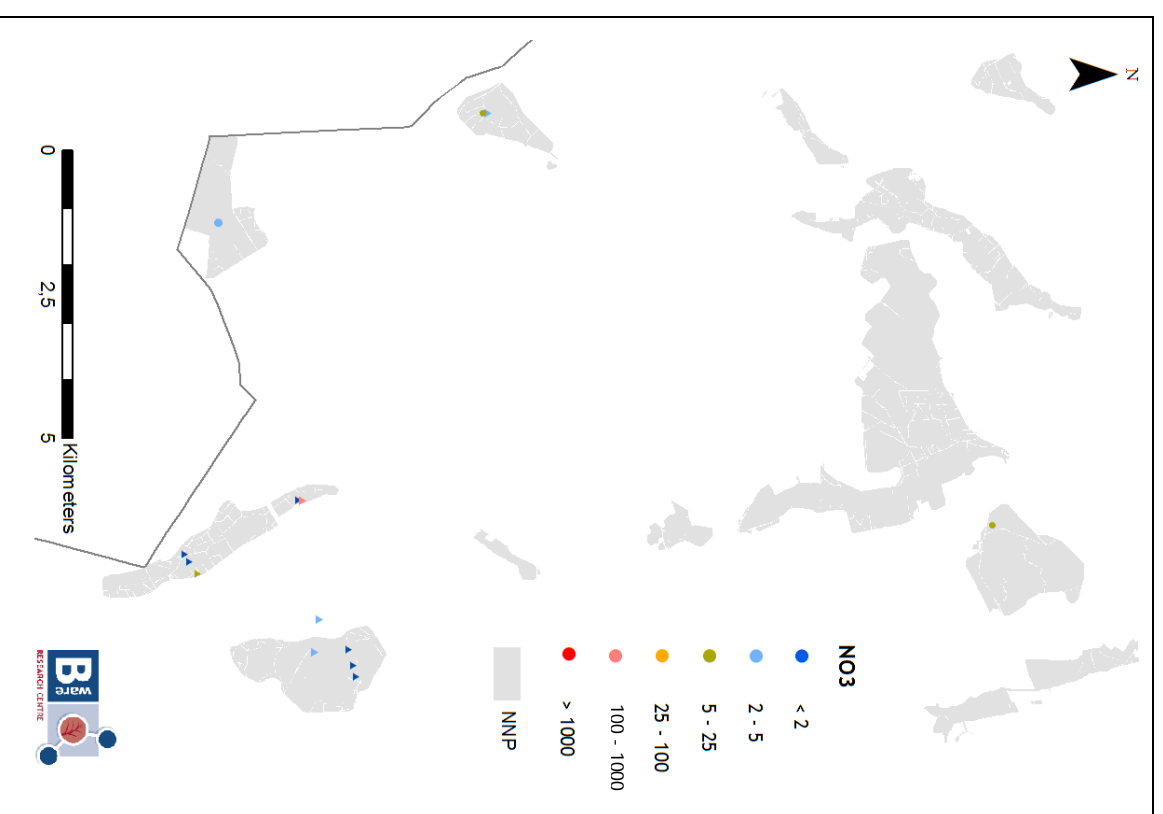
Figuur 5.29 Weergave Ca^{2+} ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied E (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



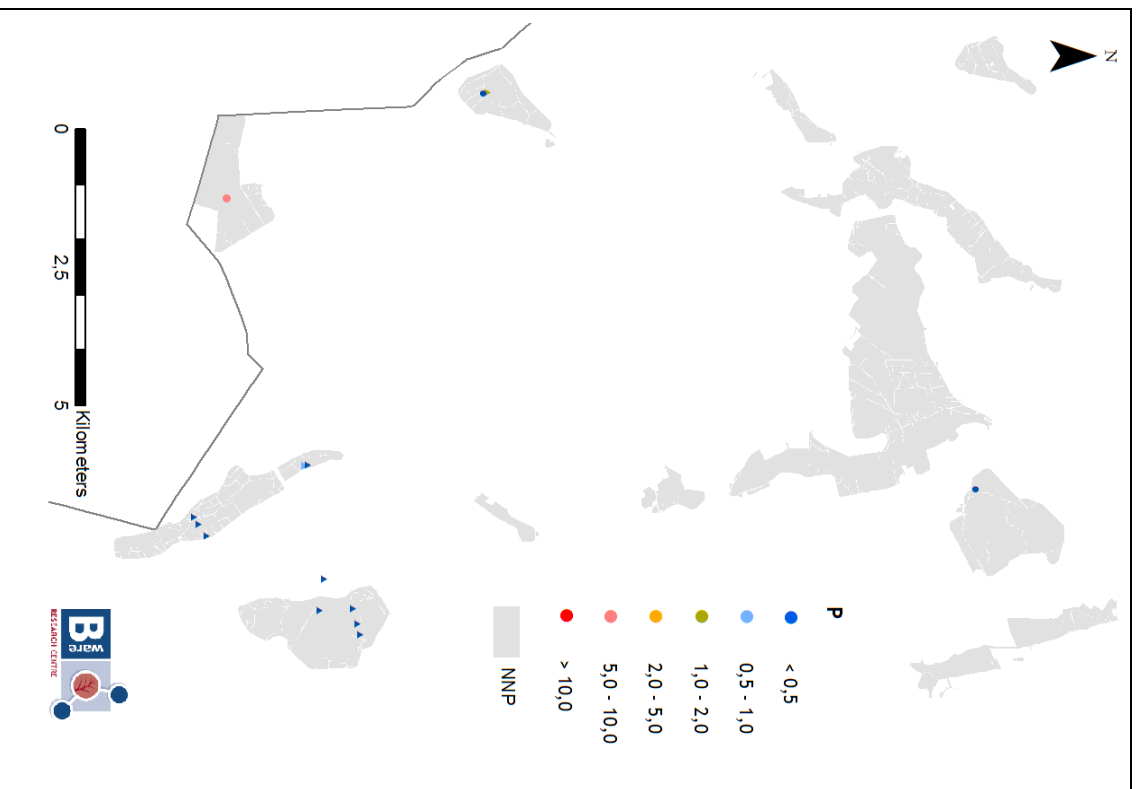
Figuur 5.30 Weergave Cl ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied E (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



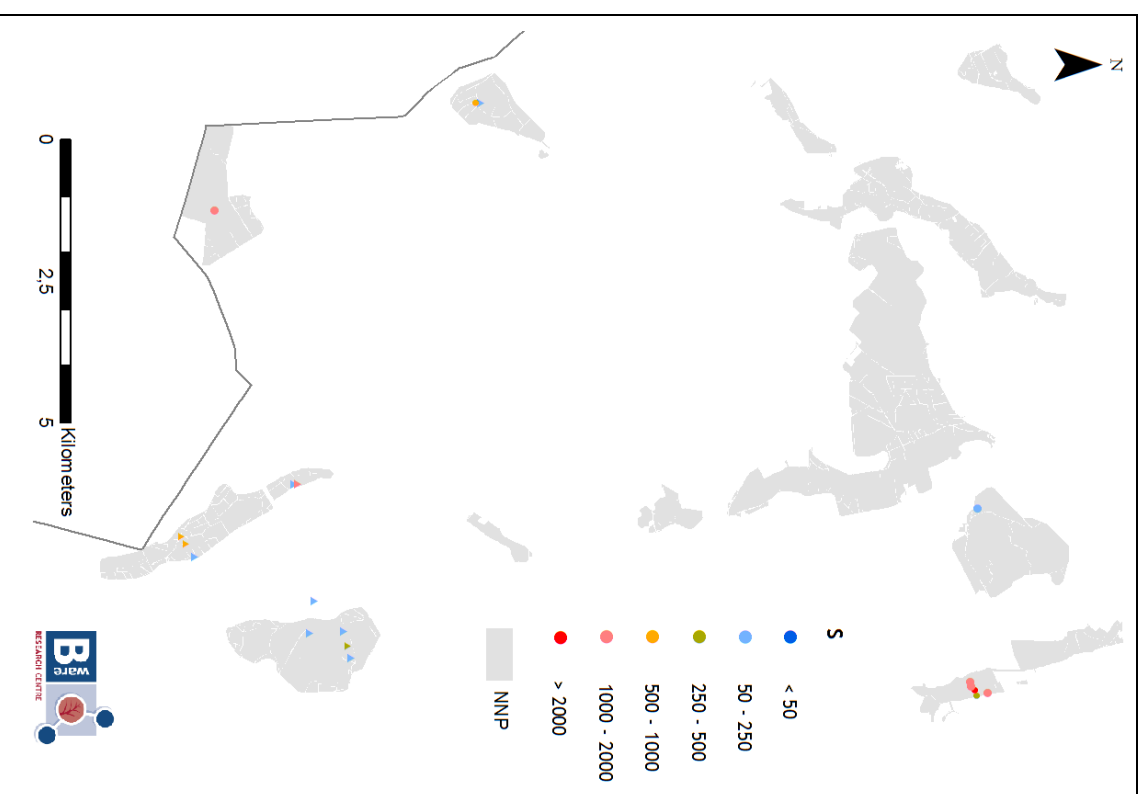
Figuur 5.31 Weergave pH-waarden in deelgebied G (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



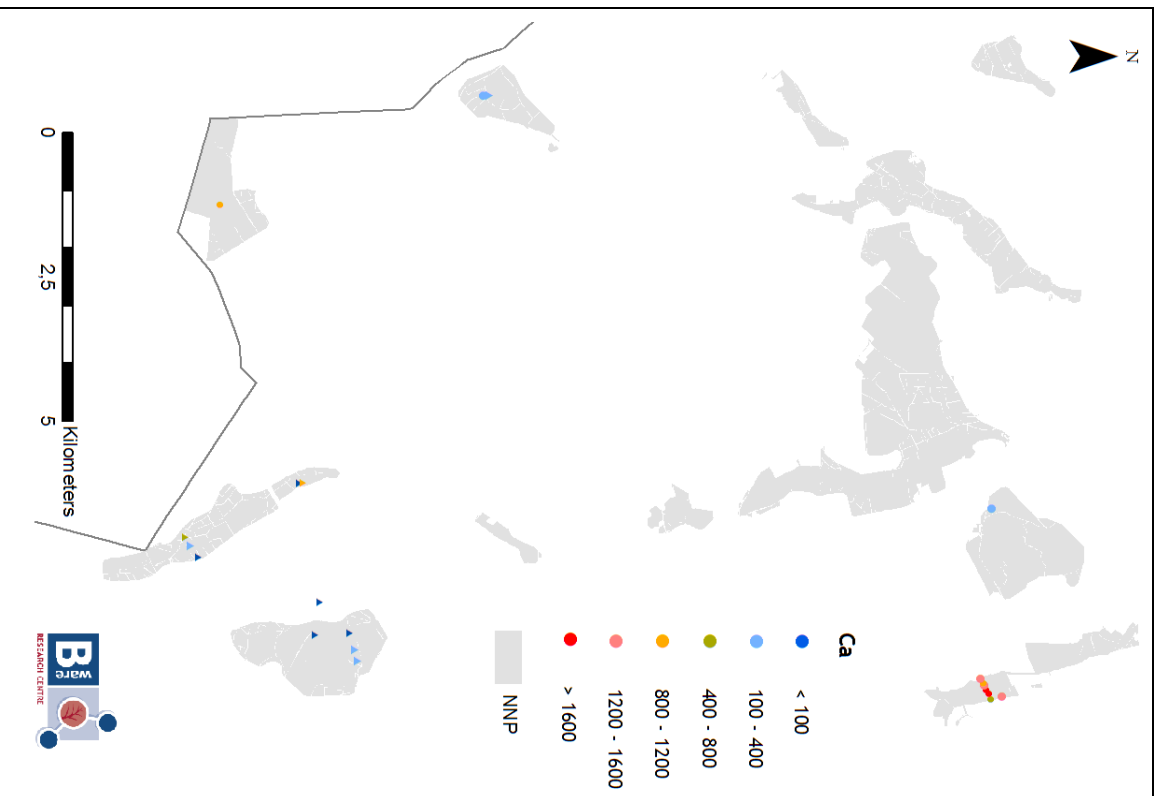
Figuur 5.32 Weergave NO₃ (µmol/l) in deelgebied G (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



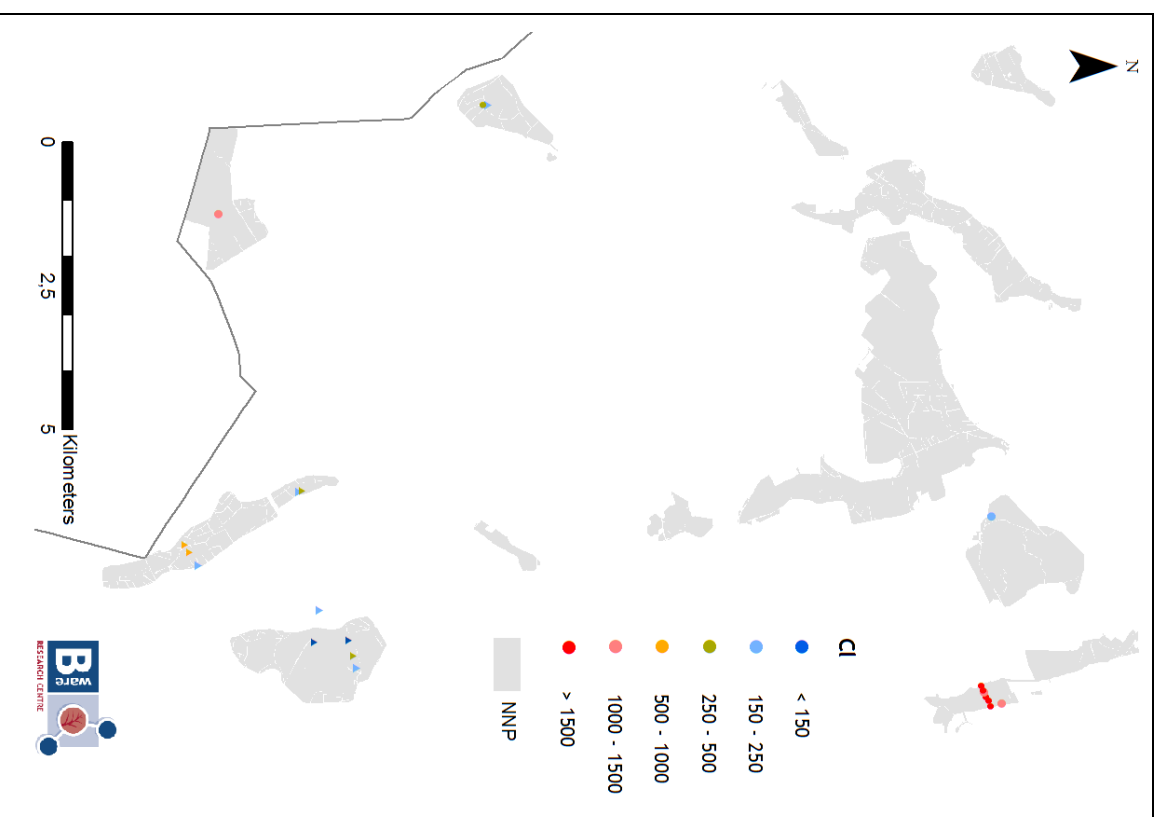
Figuur 5.33 Weergave P (µmol/l) in deeltgebied G (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



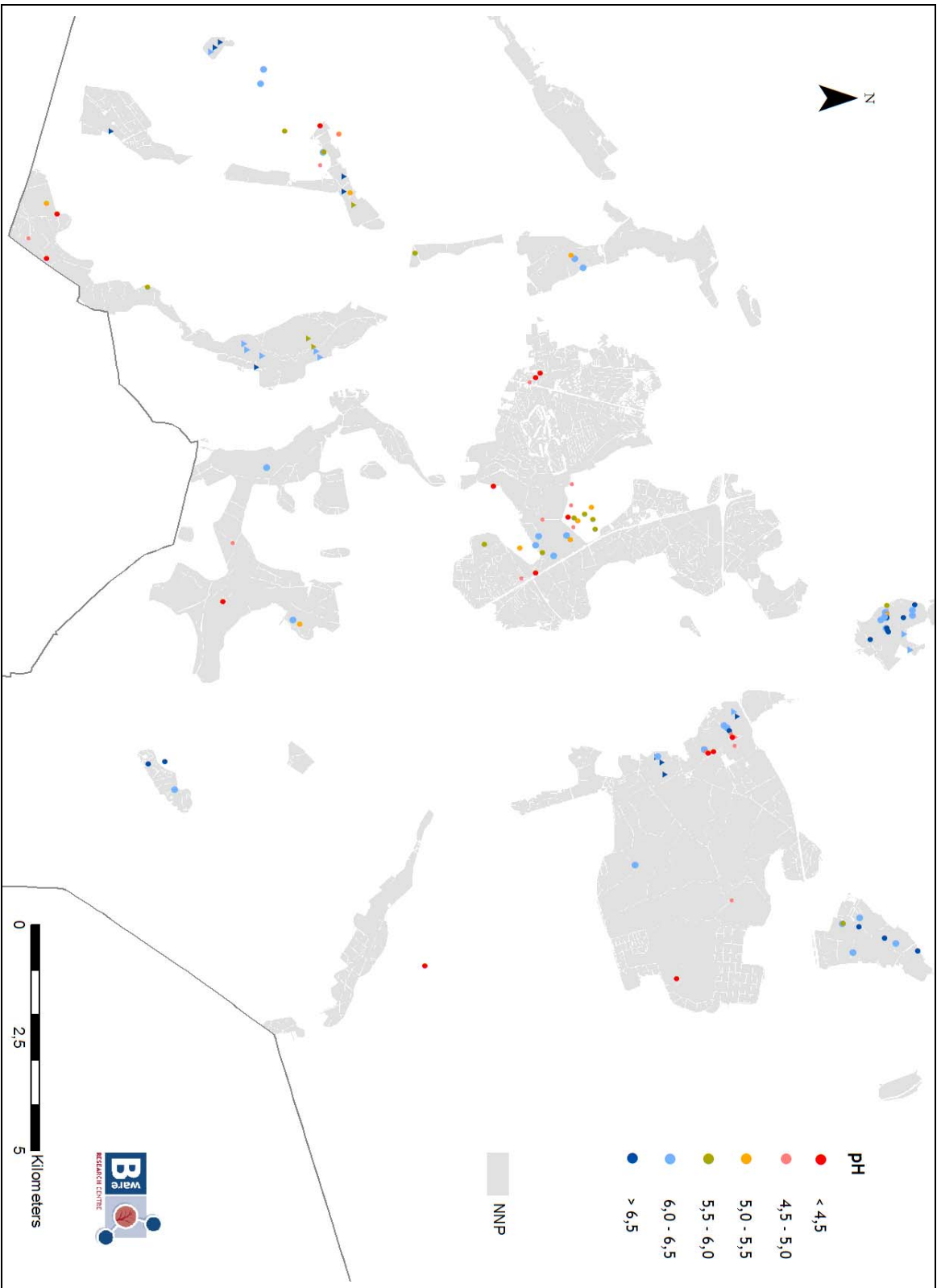
Figuur 5.34 Weergave S (µmol/l) in deeltgebied G (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



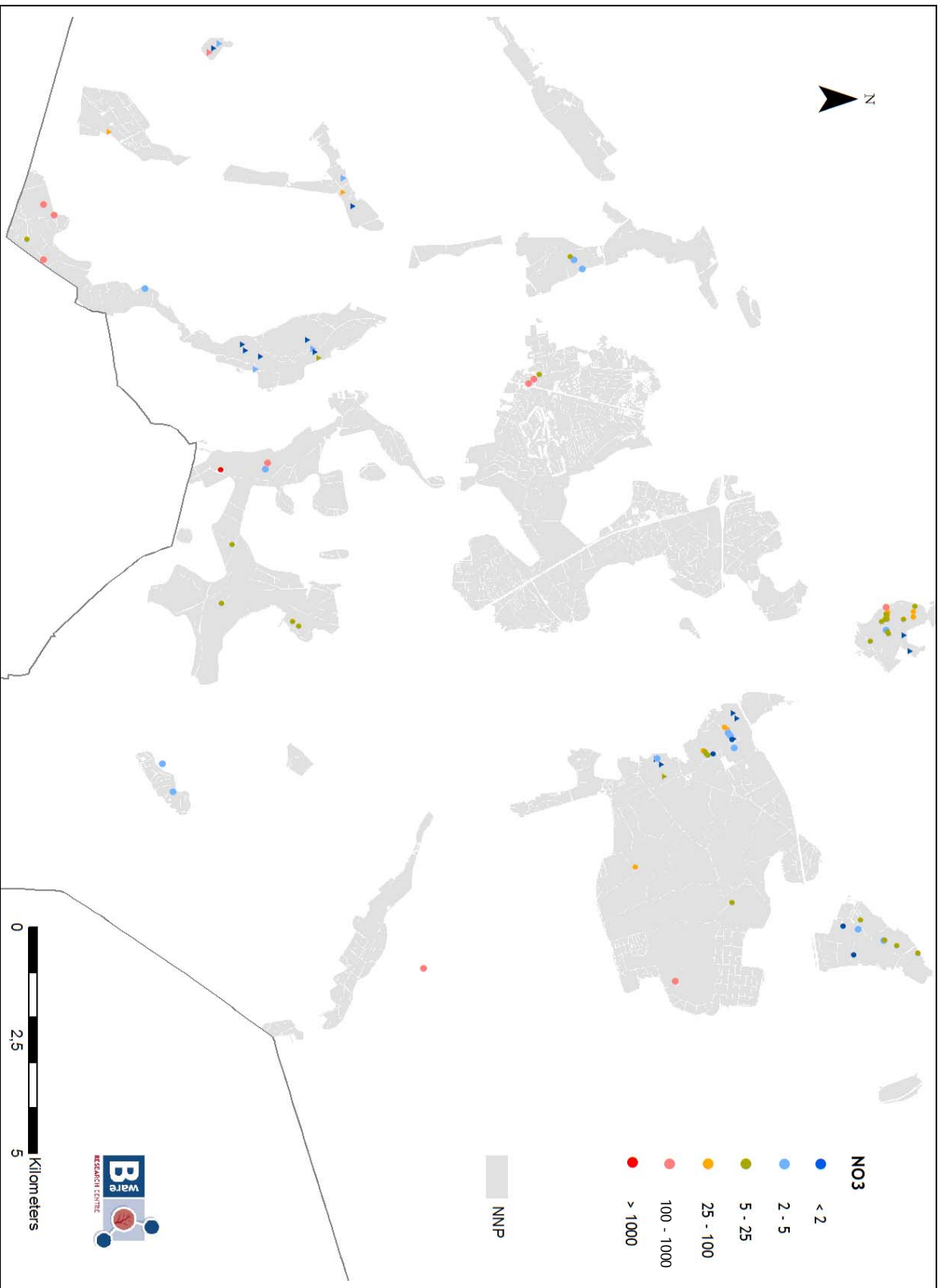
Figuur 5.35 Weergave Ca^{2+} ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied G (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



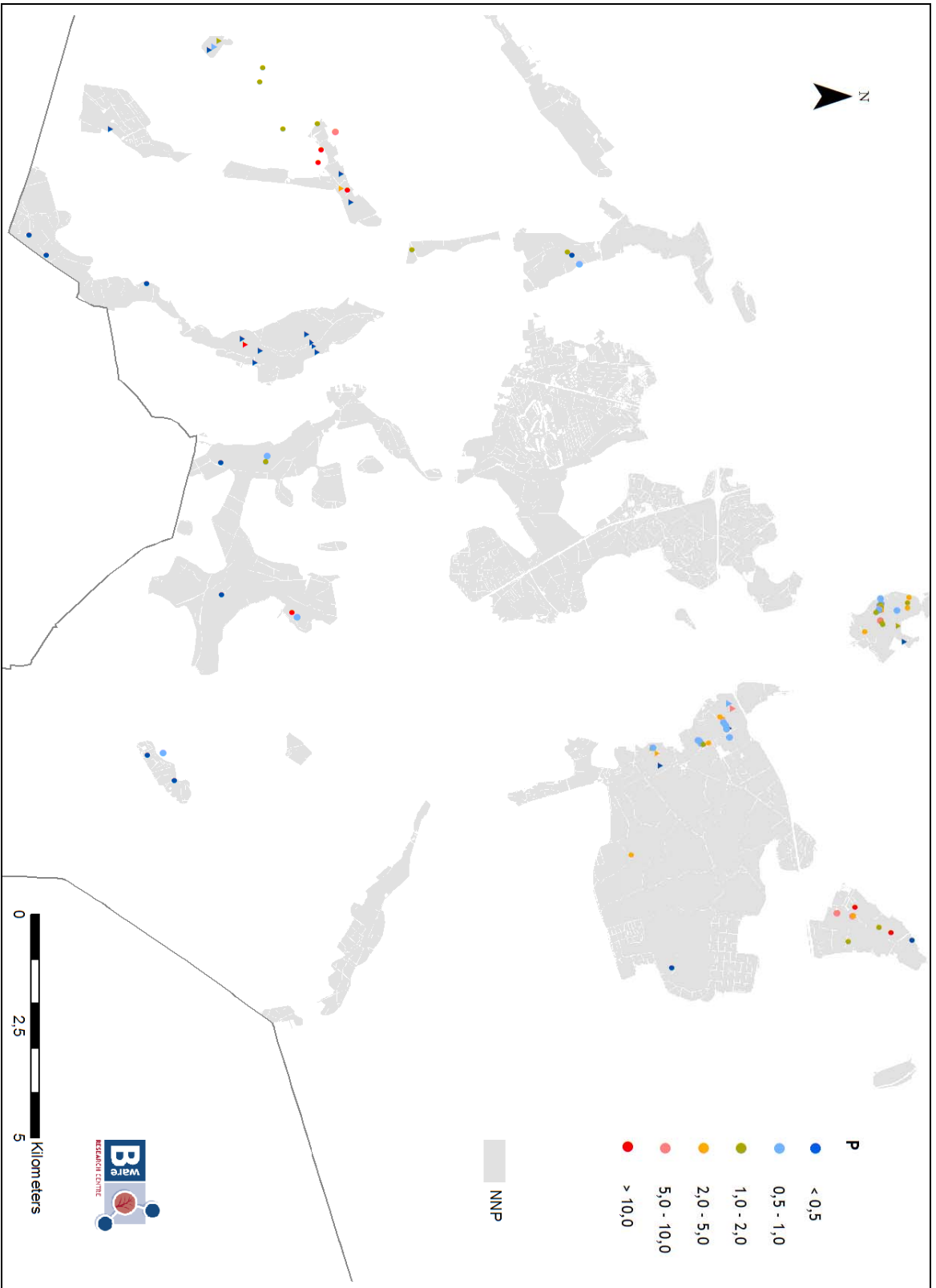
Figuur 5.36 Weergave Cl^- ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied G (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



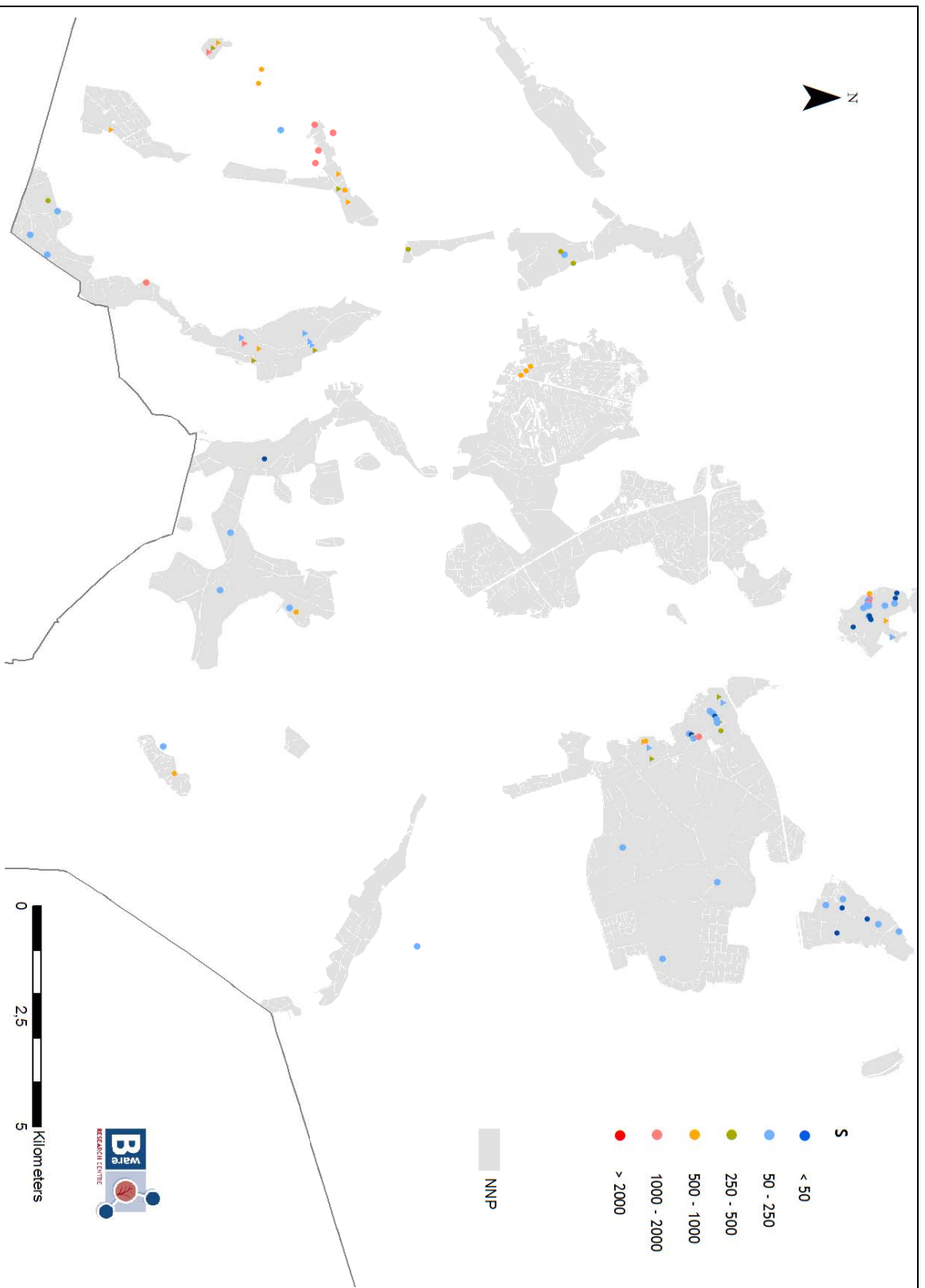
Figuur 5.37 Weergave pH-waarden in deeggebied H (○ niet-indicatieve coördinaten, △ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



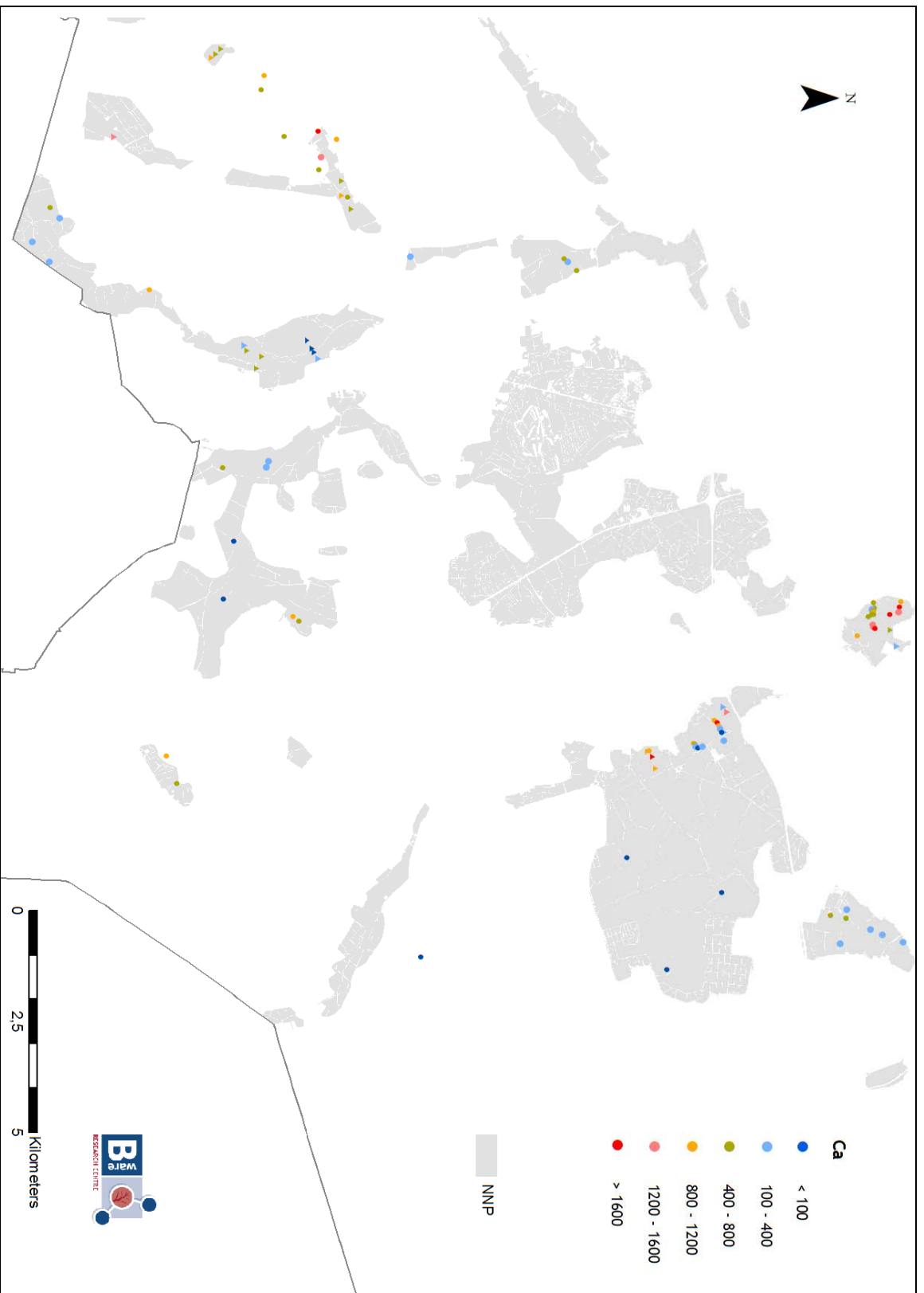
Figuur 5.38 Weergave NO₃ (µmol/l) in deelgebied H (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



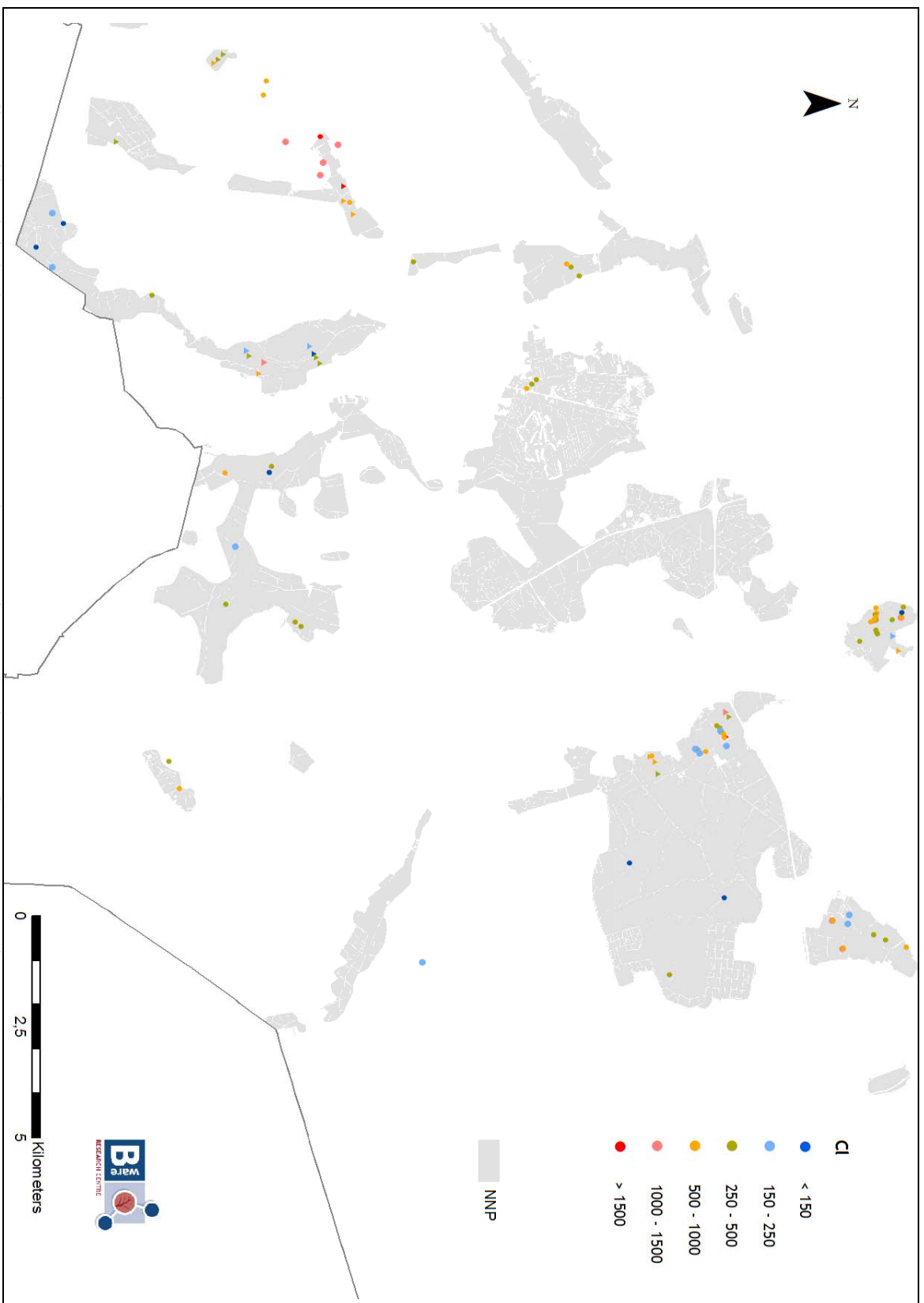
Figuur 5.39 Weergave P ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied H (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



Figuur 5.40 Weergave S ($\mu\text{mol/l}$) in deelgebied H (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



Figuur 5.41 Weergave Cd^{2+} ($\mu mol/l$) in deelgebied H (○ niet-indicatieve coördinaten, △ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)



Figuur 5.42 Weergave Cl (µmol/l) in deelgebied H (○ niet-indicatieve coördinaten, Δ indicatieve coördinaten, NNP: Natte natuurparels)

BIJLAGE 6.1. Overzichtstabel van praktijkervaringen met vernatting van natte natuurgebieden en voormalige landbouwgronden

Vernatting van natte natuurgebieden				
Gebied	Wie	Problemen	Oplossingen	Resultaten
Bossche broek (Noord)	Jac Hendricks (SBB)		Met Fe-rijke kwel PO_4 binden	
Bossche broek (Zuid)	Eva Eigenhuijsen (Dommel)	Veraarde veenlagen	<ul style="list-style-type: none"> Grootschalig gestuwd, wat geen problemen veroorzaakt ? Voormalige vennen ingericht ? 	Versterkte afbraak van veen ?
Chaam	SBB	Droog bos		? Sulfaat
Kampina	Nico Straathof (NM)	Creëren van waterberging	Vernatting van beekdalgronden	
Plateaux	Nico Straathof (NM)		Bevoeding met Maaswater	
Binnenpolder Terheijden	SBB		Het waterpeil opgezet, rekening houdend met kwelwater	Veenmoerasgroei in open water
Deurnse Peel	SBB		Binnen bestaande natte natuur gedeeltelijk vernat met regenwater	Herstel succesvol
Kornsche boezem	Harald Smeets (ws Rivierenland)	Vast peil; geen periodieke droogval die wel is gewenst	Inlaat water; nazomer hoge pieken P	
		Afslaten van water negatieve gevolgen	Begreppeling	Resultaat onbekend
			Maaien	Kapot rijden graszone
Pompeveld	Harald Smeets (ws Rivierenland)	In het Infiltratiegebied wordt water ingelaten uit de omgeving dat van matige kwaliteit is ($N + SO_4$): Handvaten nodig voor waterkwaliteit	Langere aanvoertroute van inlaatwater, zo kan meer regenwater zich mengen	Ganzenvrant + Verkeerd aangeplant i. r. t. peilbeheer
			Helofytenfilter	Pitrusgroei ; vaak blijkt na filteren nog steeds een te veel aan nutriënten in het water aanwezig
			Afgegraven	Kwelwater aanvoeren ?
				Goede zuivering

Laagveld in Leende	SBB	Dood bos door hoge opzet van het waterpeil	Onderzoek naar uitstraling	Bos verwijderd
Reuselse moeren			<ul style="list-style-type: none"> • Sloten afgedamd • geplagd 	<ul style="list-style-type: none"> • Hoogveengroei in de kern niet gelukt • Na plaggen mooie natte heide
Brabantse Wal Wijstgronden Uden	Nico Straathof (NM) SBB	Eutrofiëring + verdrogting	Ontbossing	Een smalle strook herstelt langzaam Lijkt goede resultaten te hebben
De Regulieren (niet Noord-Brabant)	Harald Smeets (ws Rivierenland)		Vernatting door artesische bron	
Het Broek - Waardenburg (niet Noord-Brabant)	Harald Smeets (ws Rivierenland)		Peilbeheer + afgegraven	
Donkse Laagten (niet Noord-Brabant)	Harald Smeets (ws Rivierenland)		Peilbeheer + begreppeling + afgegraven	
Algemeen		Waterpeil van natuurgebieden versus bergingsgebieden, zomer en winterstanden.		

Natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden

Gebied	Wie	Problemen	Oplossingen	Resultaten
Bleke heide	SBB			Natte heide & ... goed resultaat behaald
Noordpolder Ossendrecht	Nico Straathof (NM)		Vernatting waarbij geen PO ₄ onderzoek wordt uitgevoerd	
Barnisveld (waterberging, EHS)			Afgegraven + vergroten van het waterbergend vermogen "Logtse Baan"	Nog steeds voedselrijk door toestroom van oppervlaktewater uit de Beerze
Maashorst	SBB	N + P overmaat	Toplaag verwijderd	Herstel van zwak gebuufderde systemen in natte delen
Achelse Kluis	Gerrit Schouten (DLG)	Sulfaatrijk water	Hermeanderen	Op plekken waar grondwater (Fe-rijk) kwelt, is er een goede ontwikkeling van waardevolle vegetatie
			Dempen van sloten	Op plekken waar veel pitrus (bouwvoor niet afgegraven) voorkomt moet begrazing doorgaan, alhoewel dit maar een beperkt effect heeft
Strabrecht	SBB	Voormalig landbouw	Afplaggen	Herstel van natte & droge heide in gang gezet
Mosbulten	Gerrit Schouten (DLG)		Afgegraven toplaag Fluctuerende peilen Lokale en kanaalkwel Plaggen	Veel soorten
Keersop	SBB	Eutroffering		Herstel heischrale graslanden en schraalgraslanden
Kelsdonk/Zwermklaken	Gerrit Schouten (DLG)	Weinig kwel aan het oppervlak		Gegeven adviezen: <ul style="list-style-type: none"> • Meer regenwater vasthouden in de winter en het voorjaar • Stromend water handhaven d.m.v
		Inlaat van Maaswater		
		Nog steeds agrarische afwatering		

Langven	Gerrit Schouten (DLG)	Uitgraven tot net boven de veenbodem	<ul style="list-style-type: none"> • driver & stuw • Vergroten van fluctuaties • Ingelaten water zuiveren • Gerichte indeling van infiltratie- en kwelsystemen
Gastelse Laag	Gerrit Schouten (DLG)	<p>In 1995</p> <ul style="list-style-type: none"> • Afgegraven • Herstel van de lokale kwel • Vernatting tot net onder het maaiveld, lager dan stijghoogte 	<ul style="list-style-type: none"> • Ionenarm, lokaal grondwater • Soortelijk Soortenrijk
Sang en Goorkens	Gerrit Schouten (DLG)	Geen kwelflux in wortelzone	<p>Gegeven advies:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Peliverhogen • hoofdwaterlopen • Minder grondwater onttrekken • Vasthouden regenwater op gooreerbodem (& podzolgronden), zodat elders kwelwater kan ontstaan
Bossche Broek	Dommel (Jacco de Hoog)	Na quickscan blijkt dat het beoogde natuurdoeltype niet haalbaar is	Aanpassen van het natuurdoeltype
Scheeken	Jacco de Hoog (Dommel)	Toestroom van landbouwwater	Lokale hydrologie aanpassen d.m.v. omleiding in de watergangen
Elperstroom (niet Noord-Brabant)	SBB	Bemest en ontwaterd	Herstel van hydrologie: <ul style="list-style-type: none"> • Voldoende

De Bruuk (niet Noord-Brabant)	SBB	Niet intensief bemest	Hydrologie op orde brengen: <ul style="list-style-type: none"> • Voldoende aanvoer van Fe en Ca rijk grondwater • Maaien/hooien en afvoeren 	<ul style="list-style-type: none"> • Kwelintensiteit Fe en Ca rijk grondwater • Na 15 a 20 jaar maaien/hooien en afvoeren trander verandering van de vegetatie op
Beekvllet (niet Noord-Brabant)	SBB	Ontbossing Infiltratiegebied	Regionale grondwatervoorziening hersteld	<ul style="list-style-type: none"> • Duurde 3 a 4 jaar voordat het gebied verschralde Af en toe Fe-rijk grondwater aan het oppervlak. Herstel natte soortenrijke heide • Kalkrijke zand aan het oppervlak • Grondwater substraat gestuurd met een goed regiem • GVG aan het maiveld • Bonte paardentaart • Moeraswespensorchis
Buren (niet Noord-Brabant)	Jan Holtland (SBB)	Voedselrijke landbouwgronden	Kleiiaag afgegraven	<ul style="list-style-type: none"> • Herstel hydrologie: Voldoende kwelintensiteit Fe en Ca-rijk grondwater
Drentsche Aa (niet Noord-Brabant)	Jan Holtland (SBB)	Na plagen veel pitrus	Verondieping van de sloten	<ul style="list-style-type: none"> • Vochtige schraallanden zonder pitrus
Algemeen	Jacco de Hoog (Dommel)	Inundatie met eutroof beekwater	Wat is een goede hydrologische situatie om dit op te vangen?	