

Verbrakking in het laagveen- en zeekleilandschap

Van bedreiging naar kans?

Gijs van Dijk
Piet-Jan Westendorp
Roos Loeb
Fons Smolders
Leon Lamers
Marcel Klinge
Hein van Kleef



Radboud Universiteit Nijmegen



Ministerie van Economische Zaken

© 2013 Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken

Rapport nr. 2013/OBN170-LZ
Den Haag, 2013

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van het Ministerie van Economische Zaken.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap onder vermelding van code 2013/OBN170-LZ en het aantal exemplaren.

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling Gijs van Dijk, Onderzoekscentrum B-Ware
 Piet-Jan Westendorp, Witteveen en Bos
 Roos Loeb, Onderzoekscentrum B-Ware
 Fons Smolders, Onderzoekscentrum B-Ware
 Leon Lamers, RUN
 Marcel Klinge, Witteveen en Bos
 Hein van Kleef, Stichting Bargerveen

Druk Ministerie van EZ, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

Productie Bosschap, bedrijfsschap voor bos en natuur
 Bezoekadres : Princenhof Park 9, Driebergen
 Postadres : Postbus 65, 3970 AB Driebergen
 Telefoon : 030 693 01 30
 Fax : 030 693 36 21
 E-mail : algemeen@bosschap.nl

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (O+BN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

In het kader van Natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en zeldzame vegetatietypen in Nederland beschermd. Trilvenen en Veenmosrietlanden, aan de orde in dit rapport, zijn in Europees opzicht erg zeldzaam en worden daarom in Natura2000-gebieden beschermd (habitatype Overgangs- en trilveen). Veenmosrietlanden (habitatype H7140_B) hebben in Nederland hun zwaartepunt qua voorkomen.

Zout of brak water is altijd onderdeel geweest van het Nederlandse watersysteem. De aanleg van de Afsluitdijk en de uitvoering van de Deltawerken hebben ertoe geleid dat de invloed van het zoute water kleiner werd. Door verzoeting werd een ander landgebruik mogelijk - namelijk intensieve vormen van landbouw - dat in de loop der jaren zoveel als mogelijk zeker gesteld is. Paradoxaal genoeg neemt de invloed van zout water in deze tijd door menselijke invloed weer toe. De combinatie van een intensief waterbeheer met klimaatverandering leidt wereldwijd tot toenemende verzilting of verbrakking.

Dit rapport heeft tot doel zowel de kansen als de bedreigingen van verbrakking voor het natuur- en waterbeheer in het laagveen- en zeekleilandschap in kaart te brengen. Bijvoorbeeld wat de effecten van verbrakking zijn op de kwaliteit van de voorkomende habitattypen. Met deze informatie kunnen de verschillende beleids- en beheeropties voldoende onderbouwd en afgewogen worden bij het nemen van beslissingen rond dit thema.

In hoofdstuk 8 vindt u de conclusies en aanbevelingen waarmee de kennis over effecten van verbrakking is vergroot.

Ik wens u veel leesplezier.

Drs. E.H.T.M. Nijpels
Voorzitter Bosschap

Summary

Brackish water has always been part of the Dutch hydrological system. The Delta Works in the 20th century have provided agricultural opportunities and safety on the one hand, but have reduced natural values of brackish water at the other hand by diminishing the influence of brackish water. At this moment, the influence of brak surface water and groundwater is rising because of global climate change and because of land subsidence caused by intensive water management required in the Dutch polders. Restoration of the original salinity might help in restoring former brackish ecosystems, which face eutrophied freshwater circumstances today. However, valuable freshwater habitats and species protected by the EU Habitats Directive are found within former brackish nature reserves. The lack of knowledge of the effects of re-introducing a brackish environment on these two systems was the reason to start this study.

This study consists of experimental work, a field survey, a literature study and a technical elaboration of measures to raise the salinity in former brackish areas, with a case study of the Natura 2000 site IJperveld. In the first experiment the effects of freshwater, brackish water and poikilohaline conditions (shifting salt concentrations) on the surface water quality, sediment pore water quality and decomposition were tested on a former brackish peat sediment and a marine clay in a flow-through experiment in the laboratory. The second experiment was conducted in large cylinders in a ditch in the field in the same former brackish peatland. Here, the effects of different salt concentrations combined, or not, with additional nutrients –mimicking the effects of using different brackish water sources- were tested. The brackish treatments reduced the phosphorus concentration in the sediment pore water. This was probably due to higher precipitation of phosphate with calcium, and in the marine clay sediment also with iron. Ammonium concentrations became higher in the pore water in the brackish treatment in the flow-through experiment, but decreased in the field experiment. The former was due to cation exchange, the latter either to a reduced decomposition rate or to more denitrification, following nitrification. Salinity decreased the turbidity of the surface water, which may promote the growth of submerged macrophytes. In clay soils, increased flocculation of clay particles plays an important role in decreasing the turbidity. In the field experiment the highest salinity treatment (5 g Cl/l) decreased turbidity, whereas turbidity increased in the intermediate treatment (2,5 g Cl/l). Grazing by zooplankton might already be decreased at this salinity level, causing more algae blooms. No significant effects on the decomposition rate were found. The brackish water treatments did not affect the CO₂ production in an additional incubation experiment. The CH₄ production was however significantly reduced, either by the inhibition of methanogenesis in the presence of high sulphate concentrations, or by salt toxicity. The poikilohaline treatment in the flow-through experiment gained more or less the same or even better results than the brackish treatment. This outcome may benefit multifunctional landuse, if measures with temporary supply of brackish water are designed.

The *Pallavicinio-Sphagnetum*, included in the Natura 2000 habitat Transition mires and quacking bogs, is a threatened freshwater habitat present in freshwater fens as well as in former brackish fens. It has been assumed that development in brackish fens is faster, because of the stimulation of *Sphagnum* growth by the faster formation of rainwater lenses. In a field survey ion profiles of four sites of this habitat (one in a brackish area and three in a former brackish area) were compared. They all differed in salinity profile, but a rainwater lens was present in none.

There are many technical possibilities to restore brackish water conditions. Depending on the location, brackish water conditions can be established by stimulation of brackish seepage, restoration of the connection with the sea or by the supply of salt or brackish surface water.

To be able to predict the effects of restored brackish conditions on the complete ecosystem, experiments on a field scale will be needed. In these experiments also the effects on biota, for instance on macro-invertebrates and macrophytes, should be monitored. These and present experiments should be extended to also monitor long-term effects. Additionally, the opportunities and threats of restoring a brackish environment for the development and conservation of the rare *Pallavicinio-Sphagnetum* should be studied in more detail.

Samenvatting

SAMENVATTING VOOR BEHEER EN BELEID

Achtergrond en doel

De invloed van brakwater zal naar verwachting op korte termijn in grote delen van het laagveen- en zeekleilandschap van West- en Noord-Nederland verder toenemen. Dit is het gevolg van landgebruik, waterbeheer en in toenemende mate klimaatsverandering. De verzilting of verbrakking heeft gevolgen voor land- en watergebruik, waterkwaliteit en natuur. In welke mate dit positieve of negatieve gevolgen heeft is nog onvoldoende bekend. In 2008 heeft het Ministerie van LNV (het huidige Ministerie van EL&I) - binnen het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) - een preadvies laten opstellen. Hierin zijn verschillende kennisvragen geformuleerd en geprioriteerd. In 2009 heeft het Ministerie van EL&I opdracht gegeven om enkele kennisvragen omtrent verbrakking nader uit te werken (Fase 1) en toegepast wetenschappelijk onderzoek te verrichten (Fase 2) om deze vragen te kunnen beantwoorden.

Kennisvragen

De kennisvragen zijn onder te verdelen in een aantal hoofdvragen. In het rapport zijn deze uitvoeriger beschreven. De belangrijkste kennisvragen die in fase 2 onderzocht worden zijn:

1. Leidt verbrakking tot een verminderde beschikbaarheid van nutriënten?
2. Leidt verbrakking tot een verminderde afbraak van organisch materiaal?
3. Leidt verbrakking tot toxische ammonium- en sulfideconcentraties?
4. Heeft een constant brak milieu dezelfde effecten op biogeochemische processen als een milieu met een fluctuerende zoutconcentraties (zoutschokken)?
5. Leidt verbrakking tot meer vlokvorming en daarmee een verbeterd doorzicht?
6. Welke gebieden in Nederland hebben te maken met verziltingsproblematiek en/of zijn kansrijk vanuit het oogpunt van herstel van brakke natuurwaarden?
7. Welke (waterbeheers)maatregelen zijn voorhanden om gebieden te verbrakken?
8. Kunnen in potentiële verbrakkingsprojecten de gewenste zoutconcentraties bereikt worden?

Het OBN onderzoeksproject is uitgevoerd in combinatie met een vergelijkbaar onderzoek dat zich richt op de ecologie en het functioneren van kleimeren. Het verbrakkingsonderzoek 'Verbrakking in het laagveen- en zeekleilandschap: van bedreiging naar kans?' is uitgevoerd in de periode september 2009 - januari 2012. Na aanvang van het onderzoek is in overleg met het Deskundigenteam Laagveen en Zeekleilandschap (DT) besloten om het project in twee fase onder te verdelen. In fase 1 zijn de onderzoeksvragen en het plan van aanpak verder verfijnd. Onderdeel van fase 1 was een uitgebreide literatuurstudie (kennismontage), gesprekken met water- en

natuurbeheerders en veldbezoeken. Fase 2 stond in het teken van het uitvoeren van veld- en laboratoriumexperimenten. De resultaten van fase 1 werden reeds eerder gerapporteerd (Fase 1 rapport, 2010). In dit rapport worden niet alleen de resultaten van het uitgevoerde onderzoek gepresenteerd, maar zijn ook de mogelijke gevolgen voor beheer en beleid beschreven.

Probleemstelling

Zout of brak water is altijd onderdeel geweest van het Nederlandse watersysteem. De Nederlandse geschiedenis kenmerkt zich door een haat-liefdeverhouding met het zoute water. Enerzijds lever(t)de visserij in de zoute wateren veel op, anderzijds gaven overstromingen veel leed en beperkten ook de mogelijkheden voor landgebruik. Met name vanuit het oogpunt van veiligheid hebben grote ingrepen in het Nederlandse watersysteem plaatsgevonden om de veiligheid te vergroten. De aanleg van de Afsluitdijk en de uitvoering van de Deltawerken hebben ertoe geleid dat de invloed van het zoute water kleiner werd. Door verzoeting werd een ander landgebruik mogelijk - namelijk intensieve vormen van landbouw - dat in de loop der jaren zoveel als mogelijk zeker gesteld is. Dit vond en vindt plaats door een intensief waterbeheer waardoor het oppervlaktewater in het laagveen- en polderlandschap van Nederland de afgelopen eeuw steeds verder verzoet is. Ook de dynamiek en fluctuaties van zowel het waterpeil als het zoutgehalte zijn sterk afgenomen en tegenwoordig tot een minimum beperkt. Dit veranderde waterbeheer is ten koste gegaan van zout- en brakwatergerelateerde natuurwaarden. De zout- of brakwater gebonden natuurwaarden die nu nog resteren zijn aanwezig als relict in het zoete landschap en staan sterk onder druk. Een mogelijke toenemende verbrakking kan positief uitwerken op deze natuurwaarden, maar juist negatief op de inmiddels gevestigde zoetwaterafhankelijke natuurwaarden en vormen van landgebruik.

Paradoxaal genoeg neemt de invloed van zout water in deze tijd door menselijke invloed weer toe. Het ingestelde intensieve waterbeheer blijkt vooral op korte termijn voordelen ten aanzien van de zoetwatervoorraad op te leveren. Echter, de druk op het systeem is met intensiever landgebruik steeds groter geworden en het waterbeheer zelf draagt bij aan processen als bodemdaling waardoor het steeds moeilijker wordt om de ingestelde situatie te handhaven. De combinatie van een intensief waterbeheer met klimaatverandering leidt wereldwijd tot toenemende verzilting of verbrakking. In kustregio's is de wisselwerking tussen verbrakking en verzoeting in ecosystemen een natuurlijk proces. Een toenemende invloed van de mens en een stijgende zeespiegel kan de kans op antropogene verbrakking nog verder vergroten. In kustregio's en in de lagere landen zoals Nederland speelt met name verbrakking via zeewater en zout grondwater een rol.

Fase 1: Literatuuronderzoek

Uit het literatuuronderzoek (Fase 1) blijkt dat verbrakking verschillende effecten heeft op processen in water- en bodemsystemen en op flora en fauna. Verbrakking heeft bijvoorbeeld zowel positieve als negatieve effecten op eutrofiëring (verrijking met voedingsstoffen), doorzicht en het ecologische functioneren van wateren. Enerzijds hebben karakteristieke brakwatersoorten voordeel omdat ze weinig hinder ondervinden van directe toxiciteit van zout, anderzijds werkt deze toxiciteit negatief uit op bijvoorbeeld watervlooien. Omdat watervlooien de belangrijkste groep algeneters in zoet water vormen kan hierdoor de troebelheid van het water beïnvloedt worden. Situaties met fluctuerende of wisselende zoutconcentraties (poikilohalinie; Gr poikilos=wisselend, halinos=zout) zijn toxischer voor soorten die voorkomen

in milieus met een constante zoutconcentratie (zoet, dan wel zout). Er zijn maar weinig soorten die om kunnen gaan met sterk wisselende zoutgehaltes. Brakwatersystemen die van nature gekenmerkt worden door wisselende zoutgehaltes zijn dan ook relatief soortenarm. Dit betekent echter niet dat brakwatersystemen gekenmerkt worden door een lage biomassa. Juist brakwatersystemen produceren veel biomassa (stapelvoedsel) waar veel vogels en vissen van afhankelijk zijn.

In de (water)bodem treden verschillende processen op die ervoor kunnen zorgen dat nutriënten (voedingsstoffen) vrijkomen of juist worden vastgelegd. Uit literatuuronderzoek blijkt dat verbrakking kan leiden tot remming van de afbraak van organische stof, waardoor er minder nutriënten vrijkomen. Ook kan door verbrakking fosfaat beter worden gebonden in de bodem. Mogelijke oorzaken hiervoor zijn binding aan calcium of ijzer die onder invloed van verbrakking vrijkomen en neerslaan met fosfaat. Bij een toenemend zoutgehalte kan ook de helderheid van water toenemen als gevolg van flocculatie (vlokvorming) van kleideeltjes. Aan de andere kant zouden er door verbrakking ook juist meer nutriënten vrij kunnen komen uit de bodem. Brakwatersystemen zijn rijk aan zwavel (S) (organische zwavelverbindingen dragen onder meer bij aan de typische zeelucht). Zwavel in de vorm van sulfide (S^{2-}) kan fosfaat van ijzer verdringen, waardoor fosfaat beschikbaar komt voor algenbloei. Ook ammonium (NH_4^+) kan door verbrakking van het adsorptiecomplex in de bodem verdrongen worden, waardoor het beschikbaar komt. Zowel sulfide als ammonium en ammonia (NH_3) zijn bij relatief lage concentraties al toxisch voor veel planten en dieren. Naast de interne eutrofiëring (mobilisatie binnen het systeem zelf) is bij verbrakking ook de externe eutrofiëring van belang. Als er verbrakt wordt met nutriëntrijk inlaatwater kan dit leiden tot waterkwaliteitsproblemen zoals (blauw)algenbloei.

Uit de eerste fase van literatuuronderzoek bleek dat er al veel bekend is over effecten van verbrakking. Een deel van de kennisvragen kon hiermee reeds in het fase 1 rapport (deels) worden beantwoord. In fase 2 zijn verschillende experimenten uitgevoerd om kennisvragen beter te kunnen beantwoorden. Hierbij lag de nadruk van de onderzoeken vooral op de effecten van verbrakking op biogeochemische processen, omdat effecten op flora en fauna pas na veel langere tijd meetbaar zijn. Wel is er op basis van de effecten op biogeochemie in combinatie met literatuuronderzoek een doorvertaling mogelijk naar mogelijke effecten op flora en fauna.

Opzet onderzoek/experimenten

Om de effecten van verbrakking te onderzoeken op biogeochemische processen in water en bodem zijn verschillende experimenten opgezet. De wens bestond om de effecten van verbrakking op meerdere schaalniveaus te onderzoeken, 1) in aquaria in het laboratorium, 2) in enclosures in het veld en 3) in sloten en percelen op landschapsschaal. Al snel bleek dat het niet mogelijk was om een locatie te vinden waar verbrakkingsexperimenten op veldschaal konden worden uitgevoerd. Zodoende hebben er uiteindelijk drie verschillende onderzoeken en één uitwerking van maatregelen plaatsgevonden:

Onderzoek I. Doorstroomexperiment

Om de effecten van verbrakking op laboratoriumschaal te onderzoeken is er een doorstroomexperiment opgezet in aquaria. In dit experiment zijn twee bodemtype - een laagveenbodem (Ilperveld, NH) en een zeekleibodem (Plas Lalleweer, GR) - gebruikt die werden blootgesteld aan verschillende behandelingen. Voor beide bodemtypen zijn drie verschillende

waterkwaliteiten (in viervoud) onderzocht te weten: 1) constant zoet water, 2) constant brak water en 3) fluctuerend zoet en brak water (om de vier weken een zoutschok van twee weken lang). Om ook de lange termijn effecten te onderzoeken werden er behandelingen ingezet waarbij bodems werden geënt met bodemmateriaal uit een brak milieu (Tholen, ZL). Hiermee werd de ontwikkeling van een brakke bacteriële leefgemeenschap nagebootst.

Onderzoek II. Enclosure experiment

Om de effecten van verbrakking onder veldcondities te onderzoeken is er een enclosure-experiment opgezet in juni 2010. Hiervoor werden 24 enclosures (kunststof proefcilinders met 1 m doorsnede) in het voormalig brakke veengebied IJperveld geplaatst. In de enclosures werden verschillende waterkwaliteiten variërend in zout- en nutriëntengehalte ingesteld namelijk: zeer zwak brak (1250 mg Cl/l); zwak brak (2500 mg Cl/l); brak 5000 mg Cl/l, een controle met extra P (fosfor) en N (stikstof) en een zwak brakke behandeling met extra P en N. De zoutconcentraties werden gerealiseerd door zeezout aan de proefcilinders toe te voegen. Nadat bleek dat er zoutstratificatie (gelaagdheid in de waterlaag) in de cilinders ontstond werd vanaf december 2010 om de 14 dagen geroerd om stratificatie te doorbreken.

Onderzoek III. Vergelijkingsonderzoek in veenmosrietlanden

Veenmosrietlanden zijn als habitatype (H7140_B) aangewezen en hebben in Nederland hun zwaartepunt qua voorkomen. Veenmosrietlanden vormen een habitat waarin veel zeldzame en bedreigde plant- en diersoorten voorkomen. Veenmosrietlanden komen zowel in zoete laagvenen, als in (voormalige) brakwatergebieden voor. Ondanks dat veenmossen direct contact met brak water slecht verdragen, lijkt het erop dat de ontwikkeling van veenmosrietlanden juist sneller verloopt in brakwatergebieden dan in gebieden met zoet water. Om de kansen en bedreigingen van verbrakking voor veenmosrietlanden te onderzoeken is in 2011 een onderzoek gestart om standplaatscondities en functioneren van vier verschillende veenmosrietlanden langs een zoet-brak gradiënt in beeld te brengen.

Uitwerking I. Maatregelen om te verbrakken

Een meer theoretisch onderzoek betrof het inventariseren van maatregelen die genomen worden of genomen kunnen worden in verbrakkingsprojecten. Voor één casus 'het voormalig brakke IJperveld' is dit nader uitgewerkt. Hier is onderzocht welke mogelijke bronnen voor verbrakking kunnen worden aangewend, welke maatregelen hiervoor moeten worden getroffen en wat dit aan zoutconcentraties in het veld oplevert. Tevens werd een risico- en kansenkaart gemaakt van locaties die mogelijk in de toekomst verder verbrakken of locaties die vanuit natuuroogpunt juist geschikt zijn om verder te verbrakken.

Resultaten

De onderzoeken hebben tot nu toe verschillende belangrijke resultaten opgeleverd, welke van invloed zijn op zowel beheer als beleid omtrent verzilting of verbrakking.

Onderzoek I. Doorstroomexperiment

Uit het experiment komt duidelijk naar voren dat verbrakking van oppervlaktewater direct effecten heeft op de waterbodem. Het brakke oppervlaktewater dringt gemakkelijk en snel (binnen enkele weken) de waterbodem in. Bij een fluctuerend zoutgehalte (zoutschokken) verloopt de verbrakking van de bodem wat langzamer, maar uiteindelijk worden dezelfde zoutgehalten bereikt. Opvallend hierbij is dat de bodem tijdens de vier weken durende perioden met zoet oppervlaktewater niet of nauwelijks zout afstaat.

In de behandelingen die werden geënt met materiaal uit een brakke waterbodem kwamen na verloop van tijd borstelwormen (Oligochaeta) tot ontwikkeling. Deze leidden in eerste instantie tot opwerveling van bodemdeeltjes en een verminderd doorzicht. In de brakwaterbehandeling was dit van tijdelijke aard. Daar verbeterde het doorzicht door vlokvorming en bezinking dusdanig dat het doorzicht uiteindelijk groter was dan in de zoetwaterbehandeling (zonder borstelwormen).

Zowel de constante als fluctuerende zoutgehalten blijken effect te hebben op nutriëntconcentraties in (het porievocht van) de veen- en kleibodems. In zowel de veen als kleibodems bleken de orthofosfaat- en de totaal fosforconcentraties in de verbrakte bodems significant (dus veel) lager ten opzichte van de zoete waterbodems. Bij een fluctuerend zoutgehalte trad hierbij - weliswaar wat kleiner maar - hetzelfde effect op als bij een constant zoutgehalte. Deze spectaculaire daling van P-concentraties wordt niet zozeer veroorzaakt door een verminderde afbraak maar kan verklaard worden door de verbeterde binding van fosfaat met calcium en ijzer. Het brakke water zorgt ervoor dat calcium en ijzer meer beschikbaar worden. Omdat de kleibodems rijker zijn aan calcium en ijzer was het effect hier groter dan in de veenbodems.

Voor de stikstofverbinding ammonium trad juist mobilisatie op tijdens de verbrakking. Wederom was het effect in de kleibodem groter en werden hogere ammoniumconcentraties in het porievocht gemeten dan in de veenbodem. De ammoniumconcentratie in (het porievocht van) de kleibodems met een fluctuerend zoutgehalte komt in zes maanden op hetzelfde niveau als de constant brakke behandeling. Dit verloop komt sterk overeen met het verloop van de chlorideconcentratie en zegt dan ook iets over de mate van zoutindringing in de bodem. In de veenbodems is ook duidelijk dat verbrakking leidt tot mobilisatie van ammonium in de bodem. Echter, omdat de veenbodems minder ammonium bevatten of ammonium gemakkelijker afgeven aan de waterlaag dalen de ammoniumconcentraties gedurende het experiment. De reden dat ammonium onder invloed van verbrakking toeneemt, is dat positief geladen zoutdeeltjes (met name natrium) ammonium van het bodemcomplex verdringen.

Afbraakprocessen leiden tot een toename van koolstofdioxide (bij voldoende zuurstof) en/of methaan (onder zuurstofarme omstandigheden). Gedurende het experiment werden hier op twee verschillende tijdstippen metingen (emissiemetingen en bodemincubaties) aan verricht. Uit deze metingen bleek dat de hoeveelheid koolstofdioxide gedurende het experiment wel voortdurend lager is onder brakke omstandigheden, maar gedurende het experiment niet daalt. Dit resultaat werd niet verwacht omdat uit eerder uitgevoerde onderzoeken naar voren was gekomen dat de CO₂-emissie door verbrakking halveerde ten opzichte van de controlebehandeling. Hoewel bij de eerste metingen aanwijzingen bestonden voor eenzelfde remming bleek dit effect op langere termijn volledig verdwenen.

De productie van methaan werd wel significant verlaagd door verbrakking van de veenbodems. In de kleibodem (die beduidend minder organische stof bevat) is dit effect niet waargenomen. De waargenomen verminderde (anaerobe) afbraak kan verklaard worden door remming van methaanproducerende bacteriën. Als oorzaak voor de remming kan chloridetoxiciteit, maar vooral competitie met sulfaatreducerende bacteriën (die door de toename van sulfaat energetisch een competitief voordeel hebben) worden aangemerkt. Opvallend is dat het toevoegen van micro-

organismen uit een brak milieu niet leidt tot andere afbraaksnelheden en daaruit volgende hogere koolstofdioxide- of methaanconcentraties.

De eerder in de literatuur beschreven effecten van stijgende sulfaatconcentraties op afbraak van organisch materiaal (fase 1) zijn in dit experiment niet waargenomen. Dit komt doordat er weinig (via dit proces) mobiliseerbaar fosfaat in de bodem aanwezig was.

In beide bodemtypen levert een fluctuerende zoutbehandeling biogeochemisch op langere termijn vergelijkbare effecten als de permanente zoutbehandeling. Ondanks dat de zoetwaterperiode in de fluctuatieve behandeling twee maal zo lang is als de brakwater periode levert dit een cumulatief effect op zodat beide behandelingen uiteindelijk vergelijkbare resultaten opleveren. De effecten van een korte brakwaterinvloed zijn groot en kunnen niet snel met een zoetwaterperiode 'hersteld' worden.

Onderzoek II. Enclosure experiment

Al tijdens het eerste halfjaar van het onderzoek in het IJperveld werd een interessant resultaat zichtbaar. In de enclosures met brak water trad stratificatie op. Zout water heeft een grotere dichtheid dan zoet water, waardoor het zwaarder is. Deze verschillen leiden niet alleen tot stratificatie, maar zijn op grote schaal naast temperatuurverschillen de drijvende kracht achter de golfstromen in zeeën en oceanen. Het zoute water zakte gedurende de eerste maanden naar beneden, waarbij de bovenstaande zoetwaterlens verder aangevuld werd door neerslagwater. Het optreden van de stratificatie is bij een verminderde wind- en golfwerking - zoals in de enclosures - sneller te verwachten. In ondiepe sloten zal onder invloed van wind waarschijnlijk meer menging optreden. Echter, ook in het Noordzeekanaal bestaat deze zoutstratificatie, ondanks verstoring door wind en scheepvaart. Stratificatie leidt tot een fysisch-chemische scheiding die in het kader van dit onderzoek niet wenselijk was. Daarom werd besloten om tijdens het vervolg van het onderzoek de waterkolom tweewekelijks te mengen.

Net als in het doorstroomexperiment bleek ook hier dat het zoute water de bodem snel indringt. In ongeveer vijf maanden tijd is de chlorideconcentratie in het bodemporiewater op 15 cm diepte op een gelijke concentratie als het bovenstaande oppervlaktewater. De zoutconcentratie in de waterbodem bleek een goede afspiegeling van de zoutconcentratie in het oppervlaktewater. De samenstelling van het poriëvocht in de drie controlebehandelingen (in de enclosure, in de watergang buiten de enclosure en in de enclosure met extra toevoeging van stikstof en fosfor) verschilden nauwelijks van elkaar. Aan het einde van het experiment werden enkele profielmetingen verricht om te zien hoe diep het zoute water in de bodem was ingedrongen. Hieruit bleek dat de behandeling met hoogste zoutconcentratie (5000 mg/l) tot meer dan 60 cm in het veen was ingedrongen. De verschillen in dichtheid leiden niet alleen tot stratificatie. Aan het einde van het experiment bleken ook de waterpeilen in de enclosures sterk te verschillen (feitelijk veranderde het waterpeil niet, maar het volume vanwege de flexibele cilinderwand), terwijl de waterinlaat voor alle behandelingen hetzelfde was. In de behandeling met de hoogste zoutconcentratie was het waterniveau het laagst. Hieruit kan worden opgemaakt dat het zoute water de inzijging mogelijk vergroot.

Ook in dit experiment werden als gevolg van verbrakking veel lagere nutriëntgehalten (zowel fosfaat als ammonium) in de bodem (poriëvocht) gemeten. In alle brakke behandelingen bleek de ammoniumconcentratie in het poriëwater veel lager dan in de controlebehandelingen. In de waterlaag werden de eerste maanden na verbrakking veel lagere fosfaatconcentraties

gemeten. Echter, er werd toen nog uitsluitend gemeten in de bovenste waterlaag, waardoor ook de stratificatie (en de vorming van een zoetwaterlens) hierin een rol speelt. Echter ook op langere termijn daalt de fosfaatconcentratie in alle brakwaterbehandelingen doordat de nalevering vanuit de bodem verminderd is als gevolg van de binding van fosfaat aan calcium in de waterbodem. Ook in de behandelingen waar extra fosfaat is toegediend daalt de concentratie sneller in de brakwaterbehandeling dan in de met nutriënten verrijkte zoetwaterbehandeling. Het fenomeen dat de ammoniumconcentratie in het poriewater daalt gedurende verbrakking kan op twee manieren verklaard worden. Ten eerste kan de daling verklaard worden door een remming in de afbraak van organisch materiaal in de bodem. Ten tweede kan de ammoniumconcentratie daling verklaard worden doordat het ammonium dat vrij komt van het bodemcomplex na uitwisseling met natrium diffundeert naar de waterlaag en daar via de processen nitrificatie en denitrificatie als stikstofgas uit het systeem verdwijnt. Hoewel er in de bodem een duidelijke verlaging van stikstofgehalte plaatsvindt, is dit in de waterlaag niet zichtbaar. De ammonium- en nitraatconcentraties in het oppervlaktewater lijken niet te worden beïnvloed door de verbrakking, maar zijn wel relatief laag gedurende de hele looptijd van het experiment.

De verbrakking heeft naast een stijging van calcium en chloride ook een stijging van sulfaat tot gevolg. Dit leidt vervolgens tot een stijging van de sulfideconcentratie in de meest brakke behandelingen. Toch leidt de toename van sulfide ook in dit experiment niet tot verdringing en mobilisatie van fosfaat.

In geen van de enclosures zijn gedurende het experiment waterplanten tot ontwikkeling gekomen. In de meest brakke behandeling bleek het doorzicht (gemeten als turbiditeit) sterk toe te nemen. Het omgekeerde gold voor de licht brakke behandelingen al dan niet met extra fosfor en stikstof. Daar nam het doorzicht gedurende het experiment af. Het doorzicht wordt grotendeels bepaald door de hoeveelheid zwevende deeltjes en algen. De aggregatie van zwevende deeltjes in de enclosures als gevolg van verbrakking lijkt hier ondergeschikt aan de algenbloei. Verbrakking tot 2500 mg Cl/l lijkt juist de algengroei te stimuleren. Het grote doorzicht in de 5000 mg behandeling wordt mogelijk veroorzaakt door remming van algengroei door zout. De sterke algengroei in de 2500 mg behandeling zou beïnvloed kunnen worden door een remming van het zoöplankton en dus het wegvallen van begrazingsdruk op de algen.

Het plaatsen van een cilinder - de enclosure - alleen leidt echter ook al tot effecten. Binnen de enclosure is amper sprake van windwerking en treedt geen uitwisseling meer op met het omringende watersysteem. Enkele parameters werden hierdoor meetbaar beïnvloed. Zo is het doorzicht in de enclosures beter dan in het omringende water, is de pH hoger en dalen fosfor- en ammoniumconcentraties binnen alle enclosures ten opzichte van het buitenwater. Het optreden van deze effecten geeft de noodzaak aan om het onderzoek verder op te schalen. Zodoende kan tevens meer inzicht worden verkregen in processen die binnen een enclosure niet kunnen plaatsvinden zoals de aanvoer van zouttolerante micro- en macrofauna.

Onderzoek III. Vergelijkingsonderzoek in veenmosrietlanden

Er zijn vier verschillende veenmosrietlanden onderzocht, namelijk drie in het voormalig brakke veengebied het IJperveld (Derde Bos, Land Zonder End, Vlindertuin) en één brak veenmosrietland nabij Nauerna (Zuiderveen). De vier veenmosrietlanden verschillen duidelijk in zoutgehalte (chloride- en natriumconcentratie). Het veenmosrietland in het Zuiderveen heeft de

hoogste chlorideconcentratie. De drie veenmosrietlanden in het Ilperveld zijn alle aanzienlijk minder brak en verschillen onderling ook sterk (van zoet naar brak; Derde Bos, Land Zonder End, Vlindertuin). Opvallend is dat in alle veenmosrietlanden veenmossen voorkomen maar er geen duidelijke regenwaterlens zichtbaar is in de diepteprofielen. De licht brakke veenmosrietlanden zijn wel wat zuurder. De meest brakke veenmosrietlanden zijn rijker in zwavel en in het Zuiderveen en het Land Zonder End worden dan ook hogere sulfideconcentraties gemeten. Bovenin de zoetere veenmosrietlanden, waar weinig sulfide aanwezig is, is ijzer vrij beschikbaar tot circa 50 cm diepte. In het Zuiderveen waarin tot bovenin het diepteprofiel sulfide is aangetroffen is het ijzer gebonden en meten we geen ijzer terug in het porievocht.

Uitwerking I. Maatregelen om te verbrakken

De maatregelen om een gebied te verbrakken zijn gericht op het vergroten van de invloed van een zoutbron of het introduceren van een zoutbron. De ligging van een gebied of water ten opzichte van beschikbare bronnen bepaald welke meest kansrijk zijn en welke maatregelen getroffen kunnen worden. Logischerwijs zijn dit ook de gebieden waar juist de verziltingsproblematiek (met betrekking tot landgebruik) speelt. Er zijn feitelijk drie opties om gebieden te verbrakken. Dit kan door 1) brakke kwel te stimuleren, 2) een verbinding met de zee te herstellen of 3) zout oppervlaktewater aan te voeren.

Brakke kwel

Het stimuleren van brakke kwel kan het beste uitgevoerd worden waar de zoutbelasting door kwel groot is. Dit is het geval in Noordwest Friesland, Noord Groningen, Wieringermeerpolder, Haarlemmermeerpolder en grote delen van Zeeland. Indien de kwaliteit geschikt is kan een gebied verder verbrakt worden door het stimuleren van de kwelstroom. De kwelstroom kan worden vergroot door de drooglegging in een gebied te vergroten, drainage aan te leggen of te verdichten, kwelbuizen aan te leggen (gebeurt bijvoorbeeld bij inlagen in Zeeland) of scheidende lagen te verwijderen. Welke maatregelen meest geschikt zijn is sterk afhankelijk van de locatie.

Of een gebied zal verbrakken door het stimuleren van brakke kwel is onder meer afhankelijk van hoe groot het aandeel van de brakke kwelstroom is op de waterbalans en het chloridegehalte van het kwelwater. De kwelstroom zal een significant aandeel moeten hebben op de waterbalans om de chloridegehalten in het watersysteem te kunnen verhogen. Maatregelen om de brakke kwel te stimuleren werken daarom goed in combinatie met het isoleren van het watersysteem. Het isoleren van het watersysteem zorgt voor een toename van het aandeel van de kwelstroom op de waterbalans. Belangrijk aandachtspunt bij brakke kwel zijn de veelal hoge ammonium- en fosfaatconcentraties.

Verbinding met de zee

Verbrakken door inlaat van zeewater heeft als belangrijk voordeel dat zeewater (zeker ten opzichte van brakke kwel) een relatief goede waterkwaliteit heeft. De nutriëntgehalten zijn laag. De verbindingen kunnen hersteld worden door te ontpolderen. Dit betekent dat het zoute zeewater ongecontroleerd het gebied in kan stromen. De verbinding kan echter ook hersteld worden door in een primaire waterkering een doorlaatconstructie te realiseren. Met een dergelijke constructie is het mogelijk om het bij vloed instromende zeewater te controleren. Verbinding met de zee herstellen kan het beste uitgevoerd worden waar sluizen gesitueerd zijn. Hierdoor hoeven namelijk geen extra openingen door primaire waterkeringen gerealiseerd te

worden. Openingen in de kering vormen een potentiële zwakke plek met betrekking tot de veiligheid. Een voorbeeld voor het herstellen van de verbinding met de zee is het plan om de Haringvlietsluizen bij vloed op een kier zetten. Hierdoor zal het Haringvliet verbrakken.

Bij de keuze voor een open verbinding of een doorlaat speelt ook mee in welke mate de getijdendynamiek in het gebied hersteld moet worden. Door zeewater ongecontroleerd het gebied in te laten stromen kan de getijdendynamiek in het gebied herstellen. Dit is vanuit ecologie zeer wenselijk. Wordt de verbinding hersteld door de aanleg van een doorlaatconstructie dan zal het herstel van de getijdendynamiek beperkt zijn.

Zout oppervlaktewater

Het aanvoeren van verzilt oppervlaktewater kan op locaties gelegen nabij brakke oppervlaktewateren. In Nederland zijn dit met name: de Nieuwe Waterweg, het Noordzeekanaal en het Antwerps pand van de Rijn-Scheldeverbinding. Voor locaties gelegen aan deze rivier of deze kanalen kan het verzilt oppervlaktewater door middel van duikers (bij een lager peil dan op de rivier/het kanaal) of door middel van gemalen (bij een hoger peil dan op de rivier/kanaal) ingelaten worden. Voor locaties die niet direct aan deze rivier of deze kanalen liggen dient door middel van persleidingen verzilt water aangevoerd te worden.

Of een gebied zal verbrakken door de aanvoer van verzilt oppervlaktewater is vooral afhankelijk van het chloridegehalte van het aangevoerde water en het aangevoerde debiet. Door vooraf een waterbalans op te stellen kan onderzocht worden of het aandeel zout water voldoende groot is.

Casus IJperveld

In het verleden trad in het IJperveld geen wegzijging op. Voor de afsluiting van de Zuiderzee trad in het IJperveld kwel uit de Zuiderzee op en daarbij was ook sprake van perioden met inundaties.

Uit een eerder uitgevoerde studie bleek al dat het mogelijk was om het oppervlaktewater in het IJperveld weer te verbrakken. Echter, destijds bleek ook dat het moeilijk was om de verbrakking tot in de haarvaten van het systeem door te laten dringen. Daarbij vielen ook de zoutgehalten die bereikt konden worden tegen. In dit project is opnieuw naar de casus van verbrakking van het IJperveld gekeken en zijn met voortschrijdend inzicht andere (globale) berekeningen gedaan. Door de aanvoer van zout oppervlaktewater uit het Noordzeekanaal kan het chloridegehalte zeker verhoogd worden tot 5.000 mg Cl⁻/l. Uit de analyse volgt dat er dan water op een diepte van 9 m uit het Noordzeekanaal onttrokken moet worden. Door continu 0,6 m³/s water naar het IJperveld te voeren zal het chloridegehalte fluctueren tussen de 3.000 mg Cl⁻/l en 5.000 mg Cl⁻/l. Er is dan sprake van een brak IJperveld. Er kunnen hogere zoutconcentraties in het IJperveld bereikt worden indien het water op nog grotere diepte (op > 12 m diepte, 8.000-12.000 mg Cl⁻/l) uit het Noordzeekanaal zou worden gehaald. Gezien de (latere) uitkomsten van het enclosure onderzoek lijkt dit het meest wenselijk. Daarbij is het afgaand op dezelfde resultaten niet nodig om continu zout water in te laten, maar volstaat een schoksgewijze inlaat, zoals die ook in het verleden plaatsvond (winterinundatie).

Om de verbrakking mogelijk te maken zijn wel verschillende maatregelen nodig. Zo dient er een inlaatlocatie aan het Noordzeekanaal gerealiseerd te worden. Omdat de meest gunstige locatie voor de inlaatconstructie nabij het afwateringsgemaal ligt, zal het water met een persleiding naar het IJperveld

gevoerd moeten worden. Daarnaast dient het Ilperveld geïsoleerd te worden van de rest van de polder Waterland. Dit voorkomt dat tijdens afvoersituaties wateroverschotten uit de polder het ingelaten verzilt oppervlaktewater wegspoelen. Om het ingelaten water goed over het Ilperveld te verdelen kan een doorspoelgemaal in het noorden van het Ilperveld gerealiseerd worden. Het gemaal trekt als het ware het ingelaten water door het gebied. Om de lengte van de persleiding beperkt te houden en om te voorkomen dat het ingelaten verzilt oppervlakte water direct door het afwateringsgemaal afgevoerd zal worden, zal de hoofdwatgang die wateroverschotten van de polder naar het afwateringsgemaal een waterscheiding aangelegd moeten worden. Om de afvoer van wateroverschotten uit de polder mogelijk te maken zullen nieuwe watergangen naar het gemaal gerealiseerd moeten worden.

Risico- en kansenkaart

Op basis van de aanwezigheid van zoutbronnen is een kansenkaart gemaakt voor verbrakingsprojecten en opgenomen in dit rapport. Als uitgangspunt is hier de risicokaart voor verzilting voor gebruikt. De kaart werkt zodoende twee kanten op.

Conclusies en aanbevelingen voor beheer en beleid

Het literatuuronderzoek (fase 1) en de experimenten (fase 2) hebben de kennis op het gebied van verbrakking zeker vergroot, maar geven ook aanleiding voor verdere opschaling van het onderzoek en het uitvoeren van meerjarige pilots.

Op basis van de uitgevoerde onderzoeken in fase 1 en 2 kunnen de kennisvragen voor een belangrijk deel beantwoord worden.

1. Verbrakking is snel te realiseren en langzaam ongedaan te maken

Binnen een tijdsbestek van enkele maanden na inlaat van zout water treedt verbrakking van oppervlaktewater en de waterbodem op. Het zoute water dringt makkelijk en snel zowel klei- als veenbodems in.

Ook bij het toedienen van zoutschokken blijkt er sprake van toenemende verbrakking. Langere tussenperioden van verzoeting leiden niet tot een afname van het zoutgehalte in de bodem.

Ten aanzien van verzilting betekent dit dat negatieve effecten op zoetwaternatuur nog lang na een gebeurtenis kunnen aanhouden. Ten aanzien van verbrakingsprojecten betekent dit dat er reeds op korte termijn na inlaat van brak water sprake kan zijn van een (in abiotisch opzicht) brakwatersysteem.

2. Verbrakking leidt tot een lagere beschikbaarheid van nutriënten

De verbrakking heeft in beide experimenten niet geleid tot een toename van fosfaat en stikstof in het oppervlaktewater. In veenbodems neemt de beschikbaarheid van fosfor (fosfaat) en stikstof (ammonium) door verbrakking zelfs af. In het oppervlaktewater komt dit tot uiting door lagere fosfaatconcentraties. Gedurende de experimenten bleef de stikstofconcentratie in de waterlaag zeer laag.

In de kleibodem treedt duidelijk mobilisatie van ammonium op. Dit kan op korte termijn leiden tot een verhoogde beschikbaarheid van stikstof in het oppervlaktewater.

3. Verbrakking leidt tot een verminderde veenafbraak

Verbrakking leidt niet tot een versterkte afbraak van organische stof, maar remt juist mogelijk de anaerobe afbraak van organische stof en veen. Verbrakking leidt tot een vermindering van de uitstoot van het broeikasgas methaan (CH_4). Interne eutrofiëring en veenafbraak als gevolg van zwavelmobilisatie door verbrakking treden niet op.

4. Een fluctuerend en/of hoog zoutgehalte geeft een beter resultaat

Een schoksgewijze toediening van zoutwater bootst het effect van inundaties en fluctuerende zoutgehaltes na zoals die in de meeste brakwatersystemen voorkomen. De zoutschokken leiden uiteindelijk tot eenzelfde of beter resultaat dan een constant zoutgehalte. Bij voldoende hoge zoutgehalten ($> 5000 \text{ mg/l}$) treedt remming van veenafbraak en algengroei op. De combinatie van een hoog zoutgehalte ($> 5000 \text{ mg Cl/l}$) en schoksgewijze toediening kunnen zorgen voor ontwikkeling en/of herstel van brakwatergebonden natuur in Nederland.

5. Technische mogelijkheden voor verbrakking

De plaatsen waar nu gestreden wordt tegen zoutwater zijn tevens de plaatsen waar zich uitgesproken kansen voordoen om brakwaternatuur te herstellen of te ontwikkelen. In technisch opzicht is feitelijk alles mogelijk om verbrakking mogelijk te maken. Voor bepaalde gebieden geldt zelfs dat niets doen voldoende is om verbrakking te realiseren. Echter, de waterkwaliteit (zoutgehalte en nutriënten) en dynamiek mogen hierbij niet uit het oog worden verloren. Uit de experimenten komt duidelijk naar voren dat bij een relatief laag zoutgehalte en voldoende nutriënten waterkwaliteitsproblemen ontstaan. Dit is dan ook de situatie zoals die in Noord-Holland in veel wateren voorkomt.

Kansen voor herstel van brakwatergebonden natuurwaarden zijn er voldoende. Zelfs komen er uit de experimenten aanwijzingen naar voren dat vormen van zoetwatergebonden landgebruik mogelijk moeten zijn in combinatie met brak water in de sloot. Buiten een beperkte indringing van water uit de sloot in de percelen (geen onderwerp van de uitgevoerde experimenten) biedt het verschijnsel van de zoetwaterlenzen perspectieven.

6. Noodzaak voor een systeemanalyse

Uit de experimenten komen voldoende concrete aanwijzingen dat verbrakkingsprojecten mogelijk anders ontworpen en beheerd moeten worden. Een hoog en fluctuerend zoutgehalte geeft op veldschaal waarschijnlijk veel betere perspectieven voor ontwikkeling en herstel dan constant zoutgehalte. Omdat er al naar gelang de zoutbron verschillende type gebieden kunnen worden onderscheiden en de maatregelen in de waterhuishouding effecten op landschapsschaal kunnen bewerkstelligen is een goede systeemanalyse voorwaarde voordat wordt overgegaan tot verbrakking. Ook de effectiviteit van maatregelen en daarmee het doelbereik van de verbrakking worden bepaald door systeemeigenschappen op landschapsschaal en veranderingen die daarin hebben plaatsgevonden.

7. Regenwaterlens niet bepalend voor succes veenmosrietland

Voor toename van veenmossen in rietland dient het toplaagje niet direct beïnvloed te zijn door grond- of oppervlaktewater. Het vermoeden dat goed ontwikkelde veenmosrietlanden vooral te vinden zijn op plaatsen waar een sterke regenwaterlens aanwezig is, en dat dit mogelijk samenhangt met de invloed van brak water, is in dit onderzoek niet bevestigd.

Dankwoord

Dit rapport had niet tot stand kunnen komen zonder de hulp van vele personen. Ten eerste willen de auteurs de water- en natuurbeheerders bedanken voor gegevensaanlevering, vergunningen voor veldwerk en advies. In het speciaal wordt Landschap Noord-Holland bedankt voor de mogelijkheid onderzoek te doen in hun terreinen. Daarnaast wordt Landschap Noord-Holland bedankt voor de praktische ondersteuning tijdens het opzetten en onderhouden van veldexperimenten in het Ilperveld en omgeving. In het bijzonder willen wij noemen Niels Hoogeweg, Onno Steendam, Bas van de Riet, Jeroen Engelhart en Martin Wittevelt. Zonder de praktische ondersteuning in het veld van Frank de Vries, Nico Dekker, Kees Hartman was uitvoering van dit onderzoek niet goed mogelijk geweest. Ook dank aan Loek Vaal die het roeren in de enclosures op zich heeft genomen. Het enthousiasme van de beheerders bij Landschap Noord-Holland is groot en heeft in grote mate bijgedragen aan het succesvol verlopen van dit onderzoek. Staatsbosbeheer regio Noord wordt bedankt voor de mogelijkheid om bodem te verzamelen in de zeekleiplas Lalleweer (Gemeente Delfszijl). Anne Fortuin (Waterschap Scheldestromen) wordt bedankt voor zijn bijdrage bij het selecteren van locaties in Zeeland.

Ook binnen onze eigen organisaties hebben veel personen een steentje bijgedragen om dit onderzoek mogelijk te maken. Met name Rick Kuiperij heeft een enorme bijdrage geleverd tijdens al het veldwerk en de bemonstering van de proefopstelling in het Ilperveld. Ook Jeroen Frinsel, Jeroen Graafland en Martin Versteeg hebben een waardevolle bijdrage geleverd aan het veldwerk. Jeroen Graafland, Jeroen Frinsel, Karen Bongers, John Peeters en Paul van de Ven van Onderzoekcentrum B-ware en Jelle Eygensteyn van de Radboud Universiteit worden bedankt voor de hulp met chemische analyses. De grote aantallen (*'vervelende zoute'*) monsters zouden zonder jullie hulp nooit allemaal geanalyseerd kunnen zijn.

Paul Roeleveld en Ebbing van Tuinen (beide Witteveen+Bos) danken wij voor hun bijdragen met betrekking tot maatregelen en hydrologische effecten (hoofdstuk 3).

Ook veel dank aan de studenten Astrid Bout en Erwin Hoftijser die binnen dit project hun afstudeeronderzoek hebben gedaan en hiermee een grote bijdrage hebben kunnen leveren aan de dataverzameling en analyse.

Tot slot danken wij het OBN-Deskundigenteam Laagveen- en Zeekleilandschap voor het begeleiden van het onderzoek.

Inhoudsopgave

1	Inleiding	7
1.1	Aanleiding	7
1.2	Doel	7
1.3	Projectachtergrond verbrakking	7
1.4	Projectorganisatie	9
1.5	Leeswijzer	10
2	Literatuuronderzoek	11
2.1	Inleiding	11
2.1.1	Huidige binnendijkse brakkewateren	13
2.1.2	Verzoeting & verbrakking in Nederland	15
2.2	Effecten van verbrakking	16
2.2.1	Het fysische milieu	16
2.2.2	(Bio-)geochemie	17
2.2.3	Biodiversiteit	21
3	Waterbeheer verbrakking	31
3.1	Waterhuishoudkundige maatregelen verbrakking	31
3.1.1	Algemeen	31
3.1.2	Samenvatting fase 1	31
3.1.3	Overzicht maatregelen	32
3.2	Kansrijke locaties voor verbrakking	36
3.2.1	Algemeen	36
3.2.2	Locaties voor verbrakking met oppervlakte- en zeewater	36
3.2.3	Locaties voor verbrakking door brakke kwel	38
3.2.4	Totaal overzicht	38
3.3	Casus verbrakking Ilperveld	39
3.3.1	Algemeen	39
3.3.2	Gebiedsbeschrijving	40
3.3.3	Maatregelen verbrakking	46
3.3.4	Synthese casus	53
4	Onderzoeksvragen en hypothesen	55

5	Onderzoeksopzet	58
5.1	Inleiding	58
5.2	Doorstroomexperiment	58
5.3	Enclosure-experiment	62
5.4	Vergelijkingsonderzoek in veenmosrietlanden	66
5.5	Statistiek	67
6	Resultaten	68
6.1	Doorstroomexperiment	68
6.1.1	Effecten op waterkwaliteit	68
6.1.2	Effecten op de bodem	72
6.2	Enclosure-experiment	82
6.2.1	Effecten op waterkwaliteit	82
6.2.2	Effecten op de waterbodem	87
6.3	Veenmosrietlanden	93
7	Discussie	96
7.1	Doorstroomexperiment	96
7.1.1	Effecten op de waterbodem	96
7.1.2	Effecten op het oppervlaktewater	99
7.2	Enclosure-experiment	99
7.2.1	Effecten op de waterbodem	99
7.2.2	Oppervlaktewater	104
7.3	Veenmosrietlanden	106
7.4	Effecten verbrakking: Samenvatting van het onderzoek	106
7.4.1	Effecten op de waterbodem	106
7.4.2	Effecten op oppervlaktewater	110
7.4.3	Effecten op flora en fauna	111
8	Conclusies en aanbevelingen	112
8.1	Conclusies	112
8.2	Aanbevelingen	113
9	Literatuur	116
10	Bijlagen	124
Bijlage I	Uitgangspunten water- en stoffenbalans I/perveld	125
Bijlage II	Details chemische analyses	127

Bijlage III	Zuurstofprofielen in de aquaria van het doorstroomexperiment	129
Bijlage IV	Gegevens doorstroomexperiment	131
Bijlage V	Gegevens enclosure-experiment	134

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In september 2009 is het OBN-project 'Verbrakking in het laagveen- en zeekleilandschap: van bedreiging naar kans?' en 'Natuurherstel in ondiepe plassen in het zeeklei- en laag-veenlandschap: kansen voor kleimeren', kortweg OBN Verbrakking en kleimeren, van start gegaan. Het onderzoeksproject heeft een looptijd van ruim twee jaar (september 2009 tot april 2012) en omvat zodoende twee groeiseizoenen. Na aanvang van het onderzoek is in overleg met het Deskundigenteam Laagveen en Zeekleilandschap (DT) besloten om het project in twee fasen onder te verdelen. In fase 1 zijn de onderzoeksvragen en het plan van aanpak verder verfijnd. Onderdeel hiervan was een uitgebreide literatuurstudie, gesprekken met water- en natuurbeheerders en veldbezoeken. De resultaten zijn tussentijds gerapporteerd en gepresenteerd aan het DT.

1.2 Doel

Het OBN onderzoekproject Verbrakking heeft de volgende hoofddoelstelling:

"het in kaart brengen van zowel de kansen als de bedreigingen van verbrakking voor het natuur- en waterbeheer in het laagveen- en zeekleilandschap, zodat de verschillende beleids- en beheersopties voldoende onderbouwt afgewogen kunnen worden bij het nemen van beslissingen rond dit thema".

De onderzoeksresultaten worden vertaald naar concrete beheersmaatregelen met betrekking tot de gewenste hydrologie en andere maatregelen. Het uit te voeren onderzoek heeft hiermee als doel om in aansluiting op bestaande kennis (kennismontage), nieuwe kennis te genereren voor een optimaal herstel en beheer van brakwatersystemen.

1.3 Projectachtergrond verbrakking

De invloed van brak water zal naar verwachting op korte termijn in grote delen van het laagveen- en zeekleilandschap van West- en Noord-Nederland toenemen (Antheunisse et al., 2008). Dit is het gevolg van het landgebruik, het waterbeheer en de klimaatsverandering. In deze delen van Nederland staan bodemdaling en zeespiegelstijging dan ook hoog op de beleidsagenda. Nationaal en regionaal zijn voor verschillende locaties (project)initiatieven ontplooid waar de invloed van brak en zout water groter mag worden. Voorbeelden hiervan zijn 'meegroeien met de zee', 'herstel zoet-zoutovergangen' en 'functie volgt verzilting' (Antheunisse et al., 2008).

In deze voorbeelden lijkt sprake te zijn van een keuze, maar vaak is verbrakking een onvermijdelijk gevolg. De ontwikkelingen, met zowel positieve als negatieve effecten, vragen om een aangepast natuur- en waterbeleid. Hierin dienen de gevolgen voor habitattypen en doelsoorten voor de Natura 2000-gebieden (Natura 2000-soorten) meegenomen te worden (Antheunisse et al., 2008). Op dit moment zijn de effecten van verbrakking nog onvoldoende bekend.

Projectfasering

In fase 1 zijn de onderzoeksvragen en het plan van aanpak verder verfijnd. Onderdeel van fase 1 was een uitgebreide literatuurstudie (kennismontage), gesprekken met water- en natuurbeheerders en veldbezoeken. Fase 2 stond in het teken van het uitvoeren van veld- en laboratoriumexperimenten. De resultaten van fase 1 werden reeds eerder gerapporteerd (Fase 1 rapport, 2010).

Aan de hand van de onderzoeksvragen werden verschillende experimenten uitgewerkt. In fase 2 zijn de volgende onderzoeken uitgevoerd:

1. Veldexperiment verbrakking

Om de effecten van verbrakking op biogeochemische processen in water en waterbodem en het voedselweb te onderzoeken is een veldexperiment opgezet. In dit veldexperiment worden de effecten van verschillende niveaus van verbrakking (met of zonder extra nutriënten) onderzocht in grote cilinders (enclosures). Dit experiment is uitgevoerd in het IJperveld (NH). Het IJperveld is een voormalig brak laagveengebied.

Hoofdonderzoeksvraag: Wat zijn de effecten van verbrakking op biogeochemische processen en het voedselweb?

2. Aquariumexperiment verbrakking en veenaafbraak

Om in een gecontroleerde omgeving de effecten van verbrakking te onderzoeken, werd een aquariumexperiment (doorstroomexperiment) met bodems uit laagveengebied en een zeeleigebied opgezet. De bodems werden aan verschillende condities blootgesteld (zoet, brak en fluctuerend brak/zoet). In het experiment is het effect van permanente en temporele (tijdelijke) verbrakking op biogeochemische processen in de bodem en het oppervlaktewater onderzocht. De focus van dit experiment lag op de effecten van verbrakking op: (1) mobilisatie of immobilisatie van nutriënten, (2) het ontstaan van potentieel toxische stoffen, (3) afbraakprocessen in de bodem en (4) de gevolgen van dit alles voor de waterkwaliteit.

Hoofdonderzoeksvraag: Wat zijn de effecten van verbrakking op de biogeochemische processen, afbraak van organische stof en nutriëntenbeschikbaarheid?

3. Uitwerking maatregelen verbrakking

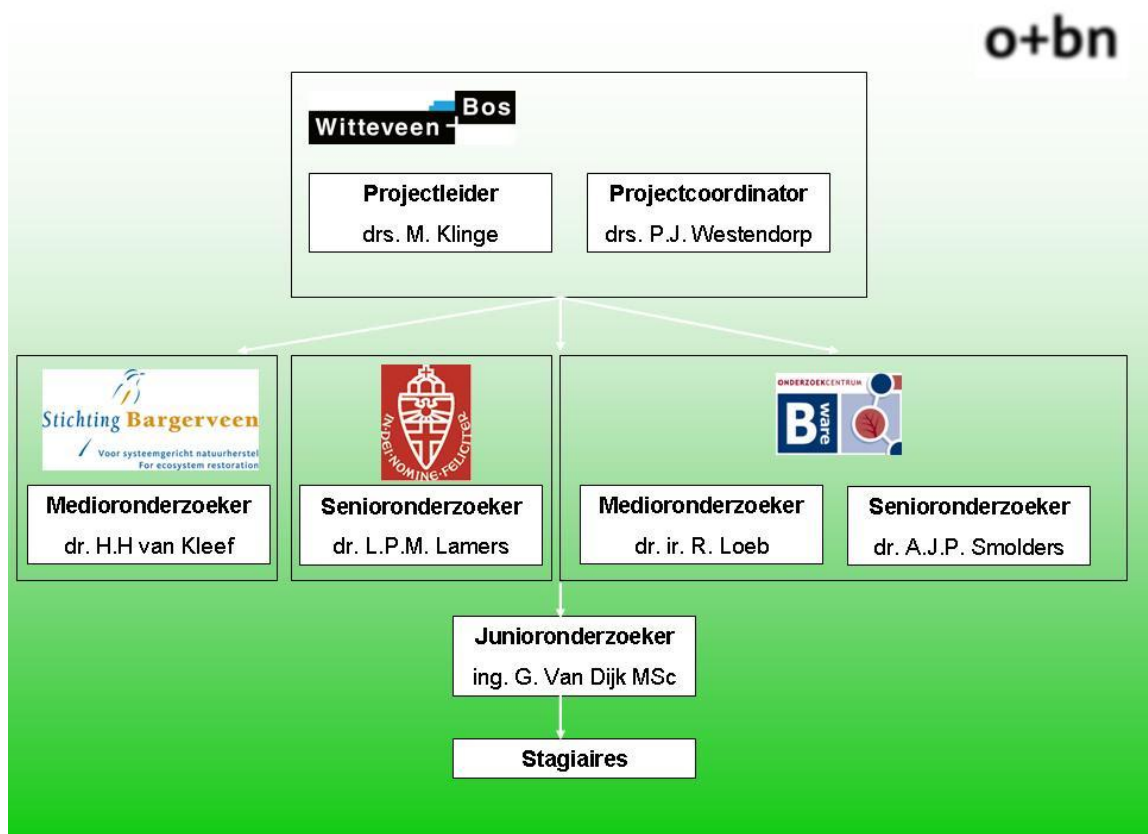
Een meer theoretische exercitie betrof het inventariseren van herstel- of verbetermaatregelen die genomen worden of genomen kunnen worden in gebieden waar brakwater natuur voorkomt of in het verleden voorkwam. Voor één casus 'het IJperveld' is dit nader uitgewerkt. Verder is een globale kanskaart gemaakt van locaties waar de invloed van brak of zout water aanwezig is.

Hoofdonderzoeksvraag: Welke maatregelen kunnen er genomen worden om verbrakking te realiseren? Op welke locaties in Nederland doen zich kansrijke situaties voor verbrakking en ontwikkeling van brakke natuurwaarden voor?

1.4 Projectorganisatie

Het OBN onderzoeksproject is uitgevoerd door een samenwerkingsverband van Witteveen+Bos, Onderzoekscentrum B-WARE, Radboud Universiteit Nijmegen en Stichting Bargerveen. In afbeelding 1.1. is de projectorganisatie schematisch weergegeven. Witteveen+Bos is hoofdaannemer en verzorgt de projectleiding en coördinatie van het OBN-onderzoek. Daarnaast levert zij (project)kennis op het gebied van ecologie, waterbeheer en waterbouw. De Radboud Universiteit Nijmegen (RUN) en Onderzoekscentrum B-WARE hebben opgetreden op als onderaannemer en zijn verantwoordelijk voor de opzet, uitvoering en kwaliteitsborging van het wetenschappelijk onderzoek. Stichting Bargerveen, verbonden aan de RUN, is aangetrokken om specialistische kennis op het gebied van fauna in te brengen. Junioronderzoeker Gijs van Dijk heeft het OBN onderzoek voor een belangrijk deel uitgevoerd. Hij is begeleid door een team van (senior)onderzoekers en heeft verschillende stagiaires van universiteiten en hogescholen ingezet en begeleid.

Het onderzoek is namens het Ministerie van EL&I door het OBN-DeskundigenTeam (DT) Laagveen en zeekleilandschap gevolgd en begeleid.



Afbeelding 1.2: Organisatie projectteam.

Figure 1.2: Project team organisation chart.

1.5 Leeswijzer

Deze inleiding wordt gevolgd door een beschrijving van de resultaten van het literatuuronderzoek in hoofdstuk 2. In hoofdstuk 3 worden de maatregelen beschreven die genomen kunnen worden om verbrakking te realiseren. In hoofdstuk 4 zijn de onderzoeksvragen en hypothesen voor fase 2 verwoord. De onderzoeksopzet van de experimenten wordt in hoofdstuk 5 gepresenteerd. In hoofdstuk 6 worden de resultaten van de experimenten beschreven. De resultaten worden in hoofdstuk 7 bediscussieerd. Tot slot volgen in hoofdstuk 8 conclusies en enkele aanbevelingen.

2 Literatuuronderzoek

2.1 Inleiding

Verbrakking is het proces waarbij aquatische en terrestrische ecosystemen worden beïnvloed door een toenemende zoutconcentratie. Dit kan veroorzaakt worden door zouttoevoer via water (zeewater, oppervlaktewater of grondwater) of wind (droge en natte depositie). Verbrakking kan zowel in zoete als brakke systemen plaatsvinden. In dit rapport wordt hetzelfde verstaan onder verbrakking als verzilting en zal vervolgens enkel over verbrakking worden gesproken.

Zouten zijn oorspronkelijk afkomstig van chemische en fysische verwerking van gesteente en komen in een grote variëteit en vorm voor in het milieu (Bohn *et al.* 2001, Wetzels *et al.* 2001). De meeste zouten zijn goed oplosbaar en worden hierdoor gemakkelijk via water getransporteerd. Door toenemende menselijke invloed en klimaatverandering neemt (de kans op) verbrakking op wereldschaal toe (Williams 2001, Rahmstorf 2007, Bonte & Zwolsman 2010, Oude Essink *et al.* 2010, Nicholls 2011). In kustregio's is de wisselwerking tussen verbrakking en verzoeting in ecosystemen een natuurlijk proces. Een toenemende invloed van de mens en een stijgende zeespiegel kan de kans op antropogene verbrakking vergroten. In kustregio's en in de lagere landen zoals Nederland speelt met name verbrakking via zeewater en brak grondwater een rol.

Tijdens het ontstaan van het huidige laagveen en zeekleilandschap in Nederland heeft toe- en afname van de snelheid van relatieve zeespiegelrijzing gezorgd voor een afwisselende invloed van zeewater en zoetwater. Tijdens perioden met langzaam stijgende zeespiegel kon zich een dikke laag veen opbouwen in het gebied waar de zee geen invloed meer had (circa tweeduizend jaar geleden). Op voedselrijkere plaatsen was dit rietveen, bosveen en zeggeveen, op locaties waar er minder invloed van zoet of brak oppervlaktewater was en voornamelijk regenwater inzeeg, was dit veenmosveen. Zo waren grote delen van het huidige Zeeland, Zuid-Holland, Noord-Holland en Friesland rond de jaartelling bedekt met veen. In de vroege Middeleeuwen brak de zee in op dit veen, waarbij grote delen van het veen wegsloegen, en zeeklei werd afgezet op het veen (Willemsen *et al.*, 1996). De afzetting van silt en klei zorgde voor een verhoogde voedselrijkdom en maakte landbouw, en dus bewoning, mogelijk in de voormalige hoogveengebieden (Willemsen *et al.*, 1996). In Noord- en Zuid-Holland verdronk het veen in het brakke water. In tegenstelling tot de situatie hiervoor maakte het ontstaan van strandwallen hernieuwde aangroei van het veen mogelijk (Westhoff *et al.*, 1971), doordat er minder mineraal sediment vanuit de zee werd afgezet. Hierdoor ontstond de bijzondere en wereldwijd zeldzame situatie dat er in brakwatergebieden ombroetroof hoogveen kon ontstaan. Na de vorming van de duinen, was de resterende brakwaterinvloed in Hollandse venen vooral afkomstig vanuit de Zuiderzee, die in direct contact

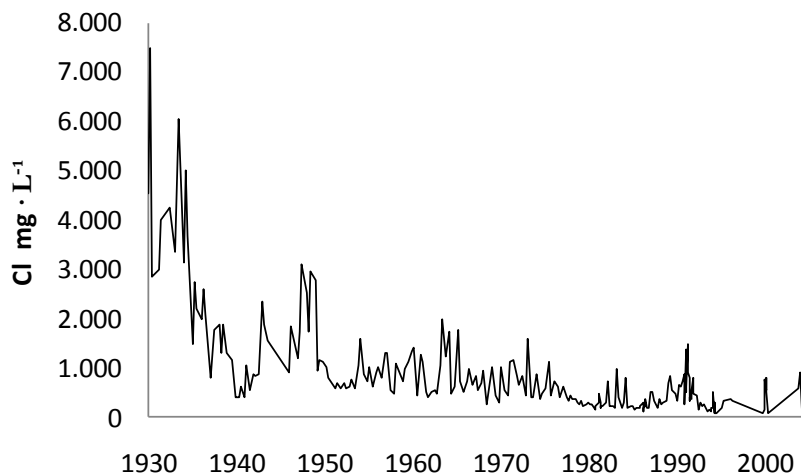
stond met het boezemwater in de polders. In gebieden die in direct contact stonden met het zeewater, de estuaria en de krekensstelsels in (vooral) Zeeland, Friesland en Groningen, drong het zeewater met vloed het land binnen. Gebieden waar het zeewater alleen tijdens springtij kon komen, hadden een sterk wisselende zoutconcentratie. In geïsoleerde systemen kon de zoutconcentratie door indamping sterk oplopen, terwijl neerslag de zoutconcentratie sterk kon verlagen.



Afbeelding 2.1: Laagveen (roze) en zeekleigebieden (groen) in Nederland (www.deltawerken.com).

Figure 2.1: Low fen (pink) and marine clay areas (green) in the Netherlands (www.deltawerken.com).

Dat de controle van de mens op hydrologie en morfologie in het Nederlandse laagveenlandschap zeer groot is blijkt uit de sterke maaiveldddaling door bodeminklinking en veenafbraak. Na een grotendeels natuurlijke ontwikkeling van de "delta" is het landschap vanaf de middeleeuwen sterk door de mens beïnvloed. Er is in de loop van de Nederlandse geschiedenis een groot aantal poldergebieden aangelegd. Er werd veen afgegraven, een steeds nauwkeuriger gereguleerd waterpeil gehandhaafd en er werd overgegaan op een hoofdzakelijk op landbouwkundig gebruik afgestemde inrichting van het landschap. Het intensieve water(peil)beheer en een toenemend intensiever landbouwgebruik hebben grote gevolgen gehad voor waterkwaliteit en waterkwantiteit, zoals een onnatuurlijk constante waterstand en een sterke verzoeting. Na afsluiting van de Zuiderzee door de Afsluitdijk is de directe bron van zout water in de omringende gebieden sterk afgenomen. Het intensieve waterbeheer en verzoeting van het aanvoerwater heeft ervoor gezorgd dat het oppervlaktewater in het laagveen- en polderlandschap van Nederland de afgelopen eeuw sterk verzoet is (afbeelding 2.2). De dynamiek en fluctuaties in zowel het waterpeil als het zoutgehalte zijn gelijktijdig afgenomen en de afgelopen decennia tot een minimum beperkt



Afbeelding 2.2: De chlorideconcentratie in het oppervlaktewater nabij Oostzaan in het laagveengebied van Noord-Holland. Dit gebied werd sterk beïnvloed door brak oppervlaktewater vanuit de Zuiderzee tot de aanleg van de Afsluitdijk (1932). Sinds dat moment is er een voortdurend verzoetingsproces aan de gang (Data: Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier).

Figure 2.2: The chloride concentrations in the surface water near Oostzaan in the low fen area in Noord-Holland. This area was greatly affected by brackish surface water from the Zuiderzee until the construction of the Afsluitdijk (1932). Since then the process of freshening up the brackish environment has been ongoing (Data: District Water Control Board - Hollands Noorderkwartier).

Ondanks de grote invloed van de mens op het landschap in Noordwest Nederland was er tot circa 50-75 jaar geleden nog sprake van een behoorlijke biodiversiteit. Tot halverwege de 20^e eeuw ging het agrarisch gebruik nog gepaard met soortenrijke (veelal natte) graslanden, sloten en plassen. Daarna gingen in korte tijd, door intensivering van het landgebruik en ruilverkaveling, met name in de graslanden, sloten en meren veel natuurwaarden verloren. In de aquatische en moerassystemen vormde de verslechtering van de waterkwaliteit en het steeds meer verstarde peilbeheer belangrijke oorzaken voor de achteruitgang. Mede door het sterker gereguleerde peilbeheer is dit landschap ook sterk verdroogd en is de kweldruk afgenomen. Daarnaast was er sprake van een toenemende verzoeting van de brakwatersystemen. In de afgelopen decennia is veel geïnvesteerd in het verbeteren van de waterkwaliteit. Dit heeft de ecologische toestand weliswaar verbeterd, maar de biodiversiteit in sloten, meren en plassen (waterplanten, vissen, macrofauna, plankton) laat nog zeer te wensen over. Doelsoorten ontbreken en invasieve, veelal exotische soorten, (Grote watervanell, Gevlekte en Rode Amerikaanse rivierkreeft) breiden zich steeds verder uit.

2.1.1 Huidige binnendijkse brakkewateren

De brakwaterinvloed is in Nederland door menselijk ingrijpen sterk afgenomen. De kust is bedijkt, waardoor de meeste kreken verzoet zijn. De afsluiting van de Zuiderzee in 1932, waarbij het zoete IJsselmeer ontstond, en de Deltawerken die na de stormvloed van 1953 de rest van de estuaria nagenoeg van de invloed van de zee afsloten, hebben voor een sterke verzoeting van de toen nog aanwezige brakwaternatuur gezorgd. Anderzijds zijn ook enige brakwaternatuurwaarden juist ontstaan door menselijke

activiteit: de zogenaamde 'karrevelden' en 'inlagen' ontstonden bij kleiwinning ten behoeve van een extra zeedijk (slaperdijk) die achter de eerste dijk geplaatst werd (Van Beers & Verdonschot, 2000).

De Nederlandse binnendijkse brakke wateren in het laagveen- en zeekleilandschap zijn op te delen in drie verschillende typen op basis van de hydrologische bron van de brakke invloed: 1) door brakke tot zoute kwel gevoede systemen, 2) door brak oppervlaktewater gevoede systemen en 3) voormalig zoute van de zee afgesloten gebieden (van Beers & Verdonschot 2000, Remane & Schlieper 1971, STOWA 2001). De hydrologische bron is vaak afhankelijk van de ontstaansgeschiedenis en is samen hiermee vaak sturend voor de landschapsecologie. Binnen deze verschillende hydrologische typen kunnen verdere indelingen gemaakt worden op basis van chemische eigenschappen (zie tabel 2.1) en biologische eigenschappen (zoals verschillende planten- en diergemeenschappen).

Tabel 2.1: (naar: Redeke 1922; Den Hartog, 1974; Van Beers & Verdonschot, 2000).

Table 2.1: (according to: Redeke 1922; Den Hartog, 1974; Van Beers & Verdonschot, 2000).

	‰	mmol Cl · L ⁻¹	mg Cl · L ⁻¹
Zoet	< 0,1	< 2,8	< 100
Oligohalien	0,1-1,0	2,8-28	100-1000
Mesohalien	1,0-10,0	28-280	1000-10.000
Polyhalien	10,0-17,0	280-480	10.000-18.000
Euhalien	> 17,0	> 480	> 18.000

	‰	mmol Cl · L ⁻¹	mg Cl · L ⁻¹
Freshwater	< 0,1	< 2,8	< 100
Oligohaline	0,1-1,0	2,8-28	100-1000
Mesohaline	1,0-10,0	28-280	1000-10.000
Polyhaline	10,0-17,0	280-480	10.000-18.000
Euhaline	> 17,0	> 480	> 18.000

Het eerste type betreft gebieden die door brakke tot zoute kwel gevoed worden. Deze gebieden variëren van grote continu door kwel gevoede systemen tot kleine geïsoleerde en wisselend door kwel gevoede systemen. De mogelijke oorsprong van de brakke kwel is divers, bijvoorbeeld direct vanuit de zee, vanuit een door brak water gevoed kanaal of via kwel vanuit brakwaterlenzen in de bodem. Binnen dit type systemen treden grote verschillen op in zoutconcentratie en de mate waarin de zoutconcentratie fluctueert. Grote, constant door kwel gevoede systemen (zoals inlagen e.d.) zijn aan weinig zoutfluctuaties onderhevig terwijl kleinere en tijdelijk door kwel gevoede systemen wel een fluctuerend zout gehalte kennen. Geïsoleerde door kwel gevoede wateren kunnen onder invloed van de constante zout toevoer via kwel en verdamping langzaam verbrakken. De chlorideconcentratie in dit type gebieden kan variëren (van zeer oligohalien water tot euhalien water).

Het tweede type zijn de door brak oppervlaktewater gevoede systemen. Deze komen hoofdzakelijk voor in het lager gelegen polderlandschap van West-Nederland. Dit polderlandschap is van oudsher beïnvloed geweest door brak oppervlaktewater vanuit de voormalige Zuiderzee (voornamelijk de provincies Noord-Holland en Utrecht). Sinds afsluiting van de Zuiderzee en het verzoeten van het IJsselmeer is de brakke invloed hier sterk verminderd (Anoniem,

1946). Brakke veengebieden worden gekenmerkt door lichtbrakke omstandigheden waarbij het zoutgehalte schommelt. Onder de huidige omstandigheden fluctueert het zoutgehalte in het oligohaliene bereik. Voor de afsluiting van de Zuiderzee was dit nog in het mesohaliene bereik. Door oppervlaktewater gevoede gebieden zijn in de afgelopen eeuw sterk verzoet maar hebben door deze brakke invloed in het verleden en de huidige licht brakke invloed andere levensgemeenschappen dan door zoet water gevoede veengebieden (Werkgroep Ecologisch Waterbeheer 1995, STOWA 2001). Vaak worden deze gebieden ook deels gevoed door brak grondwater vanuit "oude" brakwaterlenzen in de bodem.

Het derde type zijn voormalig zoute van de zee afgesloten wateren (zoals oude inmiddels getijloze kreken of wielen). Deze systemen zijn vaak ontstaan onder mesohaliene tot euhaliene omstandigheden en zijn daarna langzaam verzoet of blijven brak indien ze nog steeds door brakke kwel gevoed worden. Wateren binnen dit type zijn vaak wateren met een klei- of zandbodem en vertonen geregeld een verticale zoutgradiënt. Omdat zout water een hogere dichtheid heeft dan zoet is het zwaarder en bevinden de hoogste concentraties zich aan de bodem. De huidige zoutconcentraties kunnen variëren van het oligohaliene bereik tot het euhaliene bereik, maar bevinden zich meestal hoog in het oligohaliene of in het mesohaliene bereik.

2.1.2 Verzoeting & verbrakking in Nederland

De term verbrakking kan in verschillende systemen een andere invloed en betekenis hebben. Voormalig zoute gebieden kunnen zijn verzoet tot in het brakke bereik en voormalig zoete gebieden kunnen zijn verbrakt tot in het brakke bereik. In dit project wordt er enkel gekeken naar verbrakking van voormalig brakke of zoete binnendijkse gebieden. Gebieden kunnen op antropogene wijze worden verbrakt, bijvoorbeeld via waterbeheer (zoals het inlaten van brak tot zout grond- en of oppervlaktewater). Daarnaast kan ook door (semi-)natuurlijke invloed van brak (grond-)water verbrakking optreden. Zeker met de huidige zeespiegel stijging en bodemdaling kan brakke kwel langs de kust streek versterkt worden.

In tegenstelling tot de recent drooggelegde polders in de voormalige Zuiderzee is de invloed van de zee en het zoute water groter in het historische zeekleigebied. Zowel in oude kreekresten als in gebieden net achter de primaire zeewering (inlagen en karrevelden) kan de chlorideconcentratie in de bodem, in grondwater en in oppervlaktewater verhoogd zijn als gevolg van zoute kwel en/of mariene afzettingen in de bodem. Deze specifieke condities zijn erg belangrijk voor de aanwezigheid van zeldzame levensgemeenschappen. Het op een 'kier' zetten van de Haringvlietssluizen, voor de toekomst voorzien (Kalsbeek, 2004), is één van vele projecten die gericht zijn op het herstellen van zoet-zout overgangen (Bouma et al., 2002). In eerste instantie hebben dit soort maatregelen met name effect op buitendijkse gebieden, maar ook de gebieden binnen de rivierdijken zullen op de langere termijn door deze veranderingen beïnvloed worden. Ten aanzien van vismigratie is deze maatregel van Europees belang.

Recent zijn er op veel plaatsen in Nederland initiatieven ontplooid om de brakke omstandigheden die er ooit heersten, weer terug te krijgen. Deze initiatieven zijn ingezet vanwege de afname van typische brakwatersoorten en -vegetaties. Ook spelen de verslechterde, zeer eutrofe omstandigheden, die in veel gebieden onder verzoete omstandigheden heersen, hierbij een rol.

Bodemdaling en zeespiegelstijging dragen er tevens aan bij dat de invloed van brak water op bepaalde locaties moeilijk te beperken of te stoppen is. Een aantal belangrijke initiatieven of plannen voor herstel van brakke natuurwaarden zijn de heropening van het Haringvliet, de mogelijke verbrakking van Polder Westzaan en het herstel van het Lauwersmeereestuarium. Deze projecten ondervinden veel weerstand, vooral vanuit de agrarische sector waar de angst bestaat dat de productie af zal nemen door de verhoogde zoutconcentraties in het water. Ook bestaat de vrees dat natuurwaarden van typisch zoete natuur door verbrakking af kunnen nemen (Paulissen *et al.*, 2007; Paulissen & Schouwenberg, 2007).

2.2 Effecten van verbrakking

In dit hoofdstuk zijn de mogelijke effecten van verbrakking op basis van literatuuronderzoek beschreven. Er worden hierbij drie verschillende type effecten onderscheiden, namelijk fysische effecten, biogeochemische effecten en effecten op biodiversiteit.

2.2.1 Het fysische milieu

Stratificatie

Verbrakking kan grote effecten hebben op fysische processen in zowel aquatische als terrestrische ecosystemen. Door de hogere dichtheid van zout water ten opzichte van zoet water kan er stratificatie ontstaan waarbij het zoete water als het ware 'drijft' op het zoute water. De sterke zoutgradiënt (halocline) die hierdoor in water of bodem ontstaat vormt ook een barrière voor andere elementen (Wetzel *et al.* 2001). Transport van elementen zoals zuurstof, stikstof en fosfor kunnen beïnvloed worden door de stratificatie (Legovic *et al.* 1991).

Flocculatie

De zoutconcentratie kan van invloed zijn op flocculatie van gesuspendeerde deeltjes (zowel dood als levend) in aquatische ecosystemen. Flocculatie is het proces waarbij de positief geladen delen van zwevende deeltjes (zoals kleideeltjes) als het ware aan de negatief geladen delen 'plakken'. Hierbij ontstaan grotere deeltjes die sneller bezinken (Sholkovitz 1976). Flocculatie van kleideeltjes wordt positief beïnvloed door de ionenrijkdom (de saliniteit) van het water en de concentratie organische stof. Flocculatie wordt negatief beïnvloed door een hoge pH (Mietta *et al.*, 2009). Een hogere zoutconcentratie verhoogt de lading van de deeltjes, een hoge pH verlaagt de lading. Flocculatie wordt vooral waargenomen op plaatsen waar zoet water zout water tegenkomt, zoals bij de instroom van rivieren in de zee (Eisma, 1986, Till *et al.* 2001). Hier sedimenteren ook opgelost ijzer en fosfaat, die bij een hogere saliniteit aggregaten vormen. De sedimentatie van fosfaat wordt daarbij vergroot door de aanwezigheid van kleideeltjes (Forsgren *et al.*, 1996). Niet alleen dode opgeloste organische stof slaat neer met kleideeltjes, ook plakken kleideeltjes bij een hoge saliniteit aan algen, waardoor deze kunnen bezinken en afsterven. Van dit principe wordt gebruik gemaakt bij de bestrijding van algenbloei (zoals de beruchte 'Red-tides') in baaien door het uitstrooien van kleideeltjes (Sengco & Anderson, 2004, Sengco *et al.*, 2001). Mogelijk speelt flocculatie ook al een rol in het zoete bereik. Hierdoor is het de vraag is of verbrakking mogelijk een positief effect kan hebben op het verbeteren van het doorzicht in kleimeren. In deze zelfde lijn zou het vasthouden van regenwater juist leiden tot een afname van het doorzicht.

Invloed van verbrakking in het terrestrische milieu

De mate waarin en de snelheid waarmee een willekeurige bodem zal verbrakken hangt af van de fysische eigenschappen van het bodemmateriaal. De dichtheid van de bodem, aanwezige poriën en de mate van waterverzadiging beïnvloeden de mate van inzijging van zouten in de bodem (o.a. Mouneime & Price, 2007 voor veenbodems). Beltman (*et al.* 2001) vonden dat de invloed van brakwater vanuit een sloot slechts tot op 1 a 2 meter in de oever terug te meten was. De invloed van verbrakking van oppervlaktewater op aangrenzende percelen is dan vermoedelijk ook beperkt. Als een bodem overstroomt met brak water zijn de effecten direct en kunnen de effecten langer aanhouden doordat zout water de bodem inzijgt (Price 1994, Price & Woo, 1988). Over een langere periode kan brak water na een overstroming geleidelijk wegzijgen bij een constante toevoer en inzijging van regenwater. Sterke verdamping kan echter juist tot zoutophoping in het systeem leiden. Toevoer van zout water in combinatie met een sterke verdamping kan leiden tot extreem hoge zoutconcentraties. Dit is zichtbaar in warme klimaatzones waar euhaline meren worden gevormd. In veengebieden langs de Canadese kust hebben Mouneime & Price (2007) gevonden dat het zoutgehalte van door overstroming beïnvloedde veengebieden 20x hoger kan worden na een periode met veel verdamping.

2.2.2 (Bio-)geochemie

Brak water heeft een andere samenstelling dan zoet water. Evident zijn de hogere concentraties natrium (Na) en chloride (Cl), maar daarnaast bevat brak water onder andere meer sulfaat (SO_4), calcium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K). Ten opzichte van ombrotroof (regenwater) of zwak lithotroof water (grondwater) bevat het ook meer bicarbonaat (HCO_3). Al deze stoffen hebben invloed op bodemchemische processen. De mate van invloed is onder meer afhankelijk van het substraat (veen, klei, zand) en van de redoxtoestand van de bodem (zuurstofarm of zuurstofrijk).

Tabel 2.2: Gemiddelde concentraties (voor de periode 2009-2011) van elementen op verschillende locaties in Nederland die als mogelijke bron voor brakwater van Noordwest Nederland kunnen dienen. Gegevens van het Ilperveld (dit rapport & Landschap Noord-Holland), overige gegevens (Rijkswaterstaat). Opp = oppervlaktewater, NZK = Noordzeekanaal.

Table 2.2: Average concentrations (for the period 2009-2011) of elements at various locations in the Netherlands which serve as potential source of brackish water in North West Netherlands. Data from Ilperveld (this report & the Landschap Noord-Holland foundation), other information from Dutch Ministry of Infrastructure and the Environment (Rijkswaterstaat) Opp = surface water, NZK = North Sea Canal.

	Cl ⁻		Na ⁺		Mg ²⁺		Ca ²⁺	
	mmol l ⁻¹	mg l ⁻¹	mmol l ⁻¹	mg l ⁻¹	mmol l ⁻¹	mg l ⁻¹	mmol l ⁻¹	mg l ⁻¹
Opp Ilperveld	15,7	556,0	13,3	305,8	2,2	53,8	2,0	79,8
Opp Markermeer	3,5	123,2	3,1	71,3	0,6	15,3	1,6	62,5
Opp IJsselmeer	3,2	114,3	2,8	63,3	0,5	13,0	1,5	60,8
Opp NZK, Amsterdam	54,8	1942,5	41,8	961,5	4,9	119,1	2,6	103,3
Opp NZK, Westzaan	87,9	3117,2	79,6	1830,8	9,1	222,0	3,4	137,8
Opp NZK, Zijkanaal D (opp) 1	69,2	2453,5	61,5	1413,1	9,4	229,5	3,8	153,5
Opp NZK, Amerika haven (diep) 2	95,7	3393,3	83,5	1919,9	13,6	329,5	4,4	175,9
Grondwater Ilperveld	25,5	904,1	18,6	427,2	2,0	48,7	6,3	253,9
Opp Zeewater (Noordwijk 2km)	467,9	16586,9	404,9	9307,5	45,4	1103,8	9,0	362,0

	HCO ₃ ⁻		NO ₃ ⁻		NH ₄ ⁺		PO ₄ ³⁻	
	mmol l ⁻¹	mg l ⁻¹	μmol l ⁻¹	mg l ⁻¹	μmol l ⁻¹	mg l ⁻¹	μmol l ⁻¹	mg l ⁻¹
Opp Ilperveld	3,6	218,2	19,3	1,2	9,9	0,2	6,6	0,6
Opp Markermeer	2,2	136,2	5,2	0,3	0,9	0,0	1,0	0,1
Opp IJsselmeer	2,0	120,2	80,0	5,0	1,4	0,0	1,2	0,1
Opp NZK, Amsterdam	2,9	178,5	119,8	7,4	12,4	0,2	1,9	0,2
Opp NZK, Westzaan	3,3	200,0	113,1	7,0	19,5	0,4	1,6	0,2
Opp NZK, Zijkanaal D (opp) 1	5,3	323,4	154,1	9,6	36,5	0,7	2,9	0,3
Opp NZK, Amerika haven (diep) 2	4,0	242,9	136,6	8,5	25,0	0,5	3,6	0,3
Grondwater Ilperveld	11,3	687,6	3,0	0,2	701,6	12,7	25,8	2,5
Opp Zeewater (Noordwijk 2km)	1,8	111,4	26,6	1,7	3,4	0,1	1,1	0,1

De verschillende bronnen van brak water hebben een verschillende chemische samenstelling (relatieve abundantie en concentratie van ionen) en kunnen hierdoor verschillende effecten hebben op het ecosysteem (tabel 2.2). Brak oppervlakte- en grondwater bevatten vaak andere relatieve concentraties van calcium, magnesium en sulfaat ten opzichte van chloride en natrium dan zeewater. Grondwater is vaak verrijkt met calcium en bevat vaak ook hogere sulfaat en ijzer concentraties (Nines *et al.* 1992, Stuyfzand 1994). Daarnaast hebben brak grond- en oppervlaktewater vaak hogere nutriëntenconcentraties dan zeewater.

Door de stijging van ionconcentraties veranderen ook de relatieve concentraties van ionen, chemische evenwichten, en biogeochemische processen (inclusief microbiologische activiteit). De stijging van natrium, chloride en andere elementen zoals calcium kan voor directe toxiciteit bij organismen zorgen (zie paragraaf 2.2.3). Dit betreft niet enkel grotere organismen zoals planten en dieren maar ook micro-organismen. Hierdoor kan verbrakking direct effect hebben op het functioneren van microbiologische processen (Olsen *et al.* 1996, Sardinha *et al.* 2003, Coci *et al.* 2005, Baldwin, *et al.* 2006) Zo hebben Setia *et al.* (2010) directe toxische effecten van

stijgende natrium- en calciumconcentraties gevonden op de microbiologische gemeenschap in zoetwatersedimenten. Ook in estuaria verandert de microbiologische gemeenschap langs de zoet-zoutgradiënt (Bouvier & Giorgio 2002).

Nutriëntencycli

De hoge concentratie kationen (positief geladen deeltjes) in het brakke water zorgt bij verbrakking voor een uitwisseling van de kationen van het oppervlaktewater met de kationen die geadsorbeerd zijn aan het negatief geladen kationenuitwisselingscomplex van de bodem. Hierdoor komen bij verbrakking meestal calcium (Loeb *et al.*, 2008; Brouwer *et al.*, 2007) en ammonium (Seitzinger *et al.*, 1991; Rysgaard *et al.*, 1999; Portnoy & Giblin, 1997; Baldwin *et al.*, 2006, Weston *et al.* 2006, Setia *et al.* 2010) vrij. Ammonium wisselt gemakkelijk uit tegen natrium, omdat dit een eenwaardig kation is. Seitzinger (*et al.* 1991) hebben langs een natuurlijke zoutgradiënt hogere beschikbare ammoniumconcentraties in zoetwaterbodems aangetroffen. Dit duidt op een lagere bindingscapaciteit bij hogere zoutconcentraties.

Onder anaërobe omstandigheden is ijzer als ijzer(II) aanwezig en daardoor in oplossing. In anaërobe bodems is een deel van het kationadsorptie-complex daardoor bezet met ijzer. Bij verbrakking van anaërobe bodems komt er hierdoor ook ijzer in het bodemporiewater vrij (Portnoy & Giblin, 1997; Baldwin *et al.*, 2006). Met name calcium, maar ook ijzer(II) kunnen met opgelost fosfaat neerslaan (Bale & Morris, 1981, Morris *et al.*, 1981, Baldwin *et al.* 2006). Hierdoor kan verbrakking zorgen voor een afname van de beschikbaarheid van fosfaat (House 1999, Baldwin *et al.*, 2006, Setia *et al.* 2010). De hoeveelheid fosfaat die wordt nageleverd aan de waterlaag is vaak afhankelijk van de ijzer:fosfaat-ratio in het bodemporiewater. Het gereduceerde ijzer wordt in de geoxideerde toplaag van de onderwaterbodem geoxideerd tot slecht oplosbaar Fe(III) dat neerslaat met fosfaat. De nalevering naar de waterlaag wordt dan ook sterk bepaald door de verhouding tussen gereduceerd ijzer en fosfaat in het poriewater van de onderwaterbodem. (Geurts *et al.* 2008). Het is echter niet alleen de mobilisatie die voor een hogere binding van fosfaat aan ijzer en calcium zorgt, maar ook de hogere activiteit van het water, waardoor bijvoorbeeld het oplosbaarheidproduct van ijzerfosfaat afneemt (Baldwin *et al.*, 2006). Een effect van zout op uitwisseling vanaf het anionadsorptiecomplex, waarbij fosfaat vrijkomt door uitwisseling met chloride of sulfaat is slechts eenmaal bekend uit literatuur (Beltman *et al.*, 2000).

Verbrakking kan door de toename van de concentratie sulfaat interne eutrofiering veroorzaken waarbij er fosfaat en ammonium vrijkomen (Smolders *et al.* 2006, Beltman *et al.* 2001, Lamers *et al.* 2001, Lamers *et al.* 2002, Weston *et al.* 2006). Bij anaërobe afbraak wordt (waterstof)sulfide gevormd door micro-organismen die sulfaat (SO_4^{2-}) als alternatieve elektronacceptor kunnen gebruiken (Smolders *et al.* 2006, Wetzel *et al.* 2001). Stijgende sulfaatconcentraties in anaërobe milieus (zoals waterbodems en veengebieden) kunnen de activiteit van sulfaatreducerende bacteriën verhogen (Weston *et al.* 2006, Nedwell *et al.* 2004), alhoewel dit wel afhankelijk is van de beschikbaarheid van reactief organisch materiaal (Lamers *et al.* 2001). Het gevormde sulfide bindt sterk aan het aanwezige vrij beschikbare ijzer. Hierdoor daalt de ijzerconcentratie van het poriewater en komt het fosfaat dat daarvoor nog aan ijzer gebonden was vrij. Tevens kan uit het afgebroken organische materiaal fosfaat en ammonium vrijkomen.

Hogere sulfaatconcentraties kunnen daardoor juist zorgen voor het vrijkomen van fosfaat (Caraco *et al.*, 1989; Roden & Edmonds, 1997; Lamers *et al.*, 1998). Dit proces is vooral van belang als er veel ijzergebonden fosfaat in de bodem voorkomt (zie hiervoor).

Remming en stimulatie van decompositie

Venen zijn op wereldschaal opslag voor koolstof doordat de assimilatie van koolstof door fotosynthetiserende planten de door afbraak gevormde CO₂ en CH₄ overschrijdt (Rastogi *et al.* 2002). De afbraak van organisch materiaal vindt voornamelijk plaats in de bovenste bodemlagen en is direct afhankelijk van de hoeveelheid, oorsprong en chemische samenstelling van het organische materiaal in de bodem. Ook spelen de beschikbaarheid van water, zuurstof en de temperatuur een belangrijke rol (Rastogi *et al.* 2002).

Door verbrakking kan de decompositiesnelheid (afbraaksnelheid) van organische stof afnemen (Loeb *et al.*, 2008, Brouwer *et al.*, 2007). In het bijzonder bij verbrakking in veengebieden is dit proces van belang vanwege de potentiële verminderde afbraak van veen, baggervorming en de mogelijke koolstofopslag. Bij een chlorideconcentratie van 8 g/l (200 mmol/l) was in veen uit het IJperveld de aërobe decompositiesnelheid ongeveer de helft van de afbraaksnelheid bij 0,08 g/l (2 mmol/l) (zoet water) (Brouwer *et al.*, 2007). Tijdens verbrakking van zoet water ecosystemen is vaak een tijdelijke daling van de microbiologische activiteit en afbraaksnelheid zichtbaar. Dit leidt tot een daling in CO₂- en CH₄-emissies (Laura 1974, Olsen *et al.* 1995, Nelsen *et al.* 1996, Frankignoulle *et al.* 1998, Pathak & Rao 1998, Rietz & Hayes 2003, Sardinha *et al.* 2003, Baldwin *et al.* 2006, Loeb *et al.* 2008, Setia *et al.* 2010, Brouwer *et al.* 2007). Door de tragere afbraak van organische stof komen er minder voedingsstoffen vrij in het water en wordt er minder bagger geproduceerd, wat een positief effect kan hebben op de vegetatie (Brouwer *et al.*, 2007). Ook anaërobe afbraak kan worden geremd door chloride (Baldwin *et al.*, 2006; Brouwer *et al.*, 2007), mogelijk door zouttoxiciteit bij methaanproducerende archae-bacteriën (Baldwin *et al.*, 2006). Het is echter de vraag of deze remming blijvend is of dat de afbraak uiteindelijk weer even snel zal gaan als in zoete systemen als micro-organismen die zijn aangepast aan brakke omstandigheden zich hebben kunnen vestigen. Ook is niet duidelijk of wisselingen in zoutconcentraties gedurende het jaar deze remming kunnen versterken, omdat de populatie micro-organismen zich dan minder makkelijk aan kan passen. Nyman & Delaune (1991) hebben langs een natuurlijke zoet-brakgradiënt in moerassen lagere koolstofemissies gemeten aan de zoute kant van de gradiënt. Andere studies hebben geen relatie gevonden tussen saliniteit en afbraaksnelheid (Hemminga *et al.* 1991) of zelfs een hogere afbraaksnelheid na verbrakking (Weston *et al.* 2006). Waarschijnlijk is het effect van verbrakking op koolstofemissies sterker afhankelijk van de bodemeigenschappen dan van de zoutconcentratie.

Verbrakking kan via de effecten op decompositie van organisch materiaal effect hebben op nutriëntencycli zoals die van stikstof en fosfor. Laura (1976) en Pathak & Rao (1998) hebben een verminderde stikstofmineralisatie en nitrificatie gezien bij verbrakking, maar enkel bij hoge zout concentraties (EC van 96,7 sD m⁻¹). Antheunisse *et al.* (2007) vonden echter geen significant effect van verbrakking op de stikstofcyclus, wat mogelijk verklaard kan worden door de relatief lage zoutconcentraties in het experiment.

Het sulfaat dat een belangrijke component is van het zoute water, kan afhankelijk van de beschikbaarheid van electrondonoren (organisch materiaal,

zoals acetaat en lactaat) juist een stimulerende werking hebben op de anaërobe afbraak van organische stof (Lamers *et al.*, 1998, Lamers *et al.* 2002, Brouwer *et al.*, in druk). Micro-organismen kunnen sulfaat gebruiken als alternatieve elektronenacceptor in afwezigheid van zuurstof. Omdat de anaërobe afbraak met sulfaat sneller verloopt dan de energetisch minder gunstige productie van methaan, wordt de afbraak gestimuleerd. Ook wordt er bij anaërobe afbraak met sulfaat zuur geconsumeerd. Hierbij ontstaat bicarbonaat, waardoor de afbraak nog eens extra gestimuleerd kan worden in zure en ongebufferde bodems, waar daarvoor de lage pH de afbraak afremde (Portnoy & Giblin, 1997; Lamers *et al.*, 1998). Bicarbonaat dat met het brakke water wordt aangevoerd zorgt voor dezelfde versterkte afbraak.

Methaanproductie en drijftilvorming in veengebieden

Methaan zorgt grotendeels voor het drijfvermogen van kragges en drijftillen (Sasser *et al.*, 1996; Hogg & Wein, 1988). Contact met sulfaatrijk water kan door remming van de methaanproductie leiden tot het zinken van drijftillen (Loeb *et al.*, 2007). Sulfaatreducerende bacteriën kunnen onder anaerobe omstandigheden de competitie met methanogene (methaan producerende) bacteriën winnen omdat sulfaat een energetisch gunstigere electronenacceptor is dan CO₂ of azijnzuur (Berlett *et al.* 1987, Capone Kiene 1988, Lamers *et al.* 1998; Lomans 2001). Naast deze competitie kan de productie van sulfide door de sulfaatreducerende bacteriën toxische effecten hebben op de methanogene bacteriën (Abram & Nedwell, 1978). Vele onderzoeken melden een daling van methaanemissies bij verbrakking of vinden lagere methaanemissies aan de zoutkant van een zoet-zout gradiënt (Berlett *et al.* 1987, Denier van der Gon 1995, Capone Kiene 1998, Nedwell *et al.* 2004, Baldwin *et al.* 2006). Drijftillen komen ook voor in brakke wateren, hoewel het vermogen om met het waterpeil mee te bewegen afneemt met de zoutconcentratie (Swarzenski *et al.*, 1991). In de Nederlandse brakwatervenen is het daarom de vraag hoe verbrakking uit zal werken op de verlanding, met name via drijftilvorming. Veen is hydrologisch gezien slecht doorlatend, waardoor het brakke water naar verwachting niet tot in de kern van het veen door zal dringen. Op een dunne drijftil die in het begin van de verlanding ontstaat, is het contact met het oppervlaktewater echter nog groot.

Findlay *et al.* (1991) en Hobbie *et al.* (1988) stellen dat andere factoren zoals stikstof- en koolstofinput belangrijker zijn voor het microbiologisch functioneren dan verbrakking. De ecologie van gemeenschappen van zoetwater- en brakwatermicroorganismen is volgens Hobbie (*et al.* 1988) gelijk, ze verschillen enkel in de fysiologische wijze van zouttolerantie. Hart *et al.* (1991) melden dat als de saliniteit in zoetwatersystemen stijgt, de soortensamenstelling verandert en meer zouttolerante soorten dominant worden. Het uiteindelijke lange-termijneffect zou volgens deze onderzoeken echter niet verschillen. Miletto *et al.* (2008, 2010) hebben een duidelijke verandering van de samenstelling van de microbiële gemeenschap van sulfaatreducerers gevonden door verbrakking.

2.2.3 Biodiversiteit

Natuurwaarden

Door verzoeting, gecombineerd met eutrofiëring, is een aantal brakwater-gemeenschappen, inclusief de brakwaterfauna, sterk achteruit gegaan of zelfs verdwenen. Waterplantenvegetaties met Snavelrups (*Ruppia maritima*) en Brakwaterkransblad (*Chara canescens*) komen hierdoor vrijwel niet meer

voor. Karakteristieke jonge verlandingsstadia met Ruwe bies (*Schoenoplectus tabernaemontani*) zijn wel nog aanwezig, hetzij in kleine oppervlakten. Enigszins stabiel zijn de brakke ruigten met Echte heemst (*Althaea officinalis*) en Echt lepelblad (*Cochlearia officinalis* ssp. *officinalis*) (Westhoff *et al.* 1971). Een chlorideconcentratie hoger dan $2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ (56 mmol /L), nodig voor optimale ontwikkeling, is echter door het overwegend agrarische gebruik van brakwaterveengebieden moeilijk haalbaar. Als minimale waarde wordt een chlorideconcentratie van $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ (28 mmol $\cdot \text{L}^{-1}$) voorgesteld (Van 't Veer & Giesen, 1997). Deze grens dient echter verder onderbouwd te worden.

Zowel in het huidige zoete milieu als in het voormalige of toekomstige brakke milieu kunnen zeer waardevolle natuurtypen voorkomen. De kwaliteit van de aquatische vegetatie in verzoete wateren is momenteel over het algemeen laag. De wateren hebben te kampen met een zeer hoge fosfaatbelasting en zijn nogal troebel, waardoor de botanische diversiteit onder water laag is. Mits de voedselrijkdom naar beneden gebracht kan worden, en het doorzicht verbeterd, zouden er in deze gebieden onder brakke omstandigheden vegetaties van de Ruppiaklasse, Kranswiervegetaties (Orde van brakwaterkransblad) of van de Orde van Gesteelde zanichellia voor kunnen komen. Noemenswaardig in dit laatste vegetatietype is de Associatie van Groot nimfkruid dat in het oligohaliene (soms nog net zoete) bereik onder mesotrofe omstandigheden in laagveenplassen voorkomt. Deze associatie kan vrij soortenrijk zijn en naast Groot nimfkruid ook onder andere kranswieren herbergen (o.a. Sterkranswier (*Nitellopsis obtusa*)). Groot nimfkruid is een opvallende verschijning door zijn dikke, *fractal*-achtige bouw. In tegenstelling tot veel andere waterplanten prefereert Groot nimfkruid erg week sediment, omdat hard sediment voor de soort niet goed doorwortelbaar is (Handley & Davy, 2002). Veel andere soorten worden juist in week sediment ontworteld. Uit paleogeologisch onderzoek blijkt dat Groot nimfkruid voorkwam bovenop lagen week, groenig sediment (Ayres *et al.*, 2008). Net als veel andere waterplanten kan Groot nimfkruid echter slecht tegen troebele omstandigheden, in combinatie met de voorkeur voor week sediment een lastige vereiste. Op plekken waar Groot nimfkruid voorkomt, komt de soort vaak massaal voor, waardoor de invloed van deze soort op het systeem groot kan zijn.

(Semi)terrestrisch zijn onder de huidige zoete omstandigheden zeer hoge natuurwaarden te vinden. Trilvenen en Veenmosrietlanden zijn in Europees opzicht erg zeldzaam en worden daarom in Natura2000-gebieden beschermd (habitattype Overgangs- en trilveen). In deze vegetatietypen kunnen onder andere Groenknolorchis en Veenmosorchis gevonden worden. Bij een verdere aangroei van de kragges die in laagveen ontstaan, neemt de invloed van verzuring en oligotrofiëring toe, waarbij zich moerasheide kan ontwikkelen. Veenmosrietland wordt ingeschat als één van de meest gevoelige natuurdoeltypen voor verzilting (Paulissen & Schouwenberg, 2007). Opmerkelijk is echter dat de Veenmosrietlanden zich het best hebben kunnen ontwikkelen in de (voormalige) brakwatervenen (Westhoff *et al.*, 1971), waar hoogveenontwikkeling sneller lijkt te verlopen dan in de zoete laagveengebieden. Uit onderzoek in het brakke IJperveld blijkt dat het zout maar zeer beperkt (tot op ca 1 à 2 m van gegraven slootjes) doordringt tot in het veenmosrietland (Bootsma *et al.*, 2002). Dit bemoeilijkt het herstel van verzurende trilvenen, die een hoge basenverzadiging moeten hebben (Bootsma *et al.*, 2002). De hydrologische weerstand van het veen en de beperkte waterstandfluctuaties ten opzichte van gebieden die in direct contact met zeewater staan, hebben het dus mogelijk gemaakt dat er hier op een horizontale schaal van ongeveer 1 meter een gradiënt bestaat van oligohalien naar zeer zoet, ionenarm water.

De ontwikkelingen met betrekking tot al dan niet geplande verbrakking van natuurgebieden (met name halfnatuurlijke en begeleid natuurlijke natuur) of agrarische gebieden met de nevenfunctie natuur (multifunctionele natuur), leveren zowel vanuit het natuur- als het waterbeheer dringende beheersvragen op. Momenteel wordt reeds een aantal verbrakkingprojecten gestart of voorbereid, waaronder een grootschalig project om het brakke karakter van de natuur in Polder Westzaan te herstellen (Spijkerman, 2001). Andere voorbeelden van brakke invloed zijn veenweiden die via boezems in contact staan met de Hollandse IJssel, of het ontstaan van binnendijkse brakke kwel. Het is noodzakelijk om bij het beheer en inrichting van deze gebieden rekening te houden met deze toenemende verbrakking en zilte habitattypen als doel op te nemen, waarbij in een effectanalyse ook de huidige natuurwaarden behorend bij zoet water meegewogen dienen te worden.

Daarnaast vertegenwoordigt een aantal restanten van brakke natuurgebieden, waaronder brakke graslanden, veenweiden, moerassen en veenplassen en een deel van het historische zeekeleigebied, een belangrijk deel van de Nederlandse biodiversiteit. Kennis over het optimaal beheren van deze gebieden is dan ook zeer dringend gewenst.

Een deel van de veenweiden, en dan met name die in Waterland en de Zaanstreek, stond of staat van nature onder invloed van in meer of mindere mate zout of brak water (Westhoff *et al.*, 1971). Dit kwam door de aanwezigheid van brakke grondwaterlagen – bijvoorbeeld het Ilperveld – of historische verbindingen tussen boezems en zout oppervlaktewater, zoals bij Polder Westzaan het geval is (verbonden met de voormalige Zuiderzee) (Spijkerman, 2001). Dit heeft geleid tot de ontwikkeling van zeer specifieke zilte ecosystemen uit o.a. de Weegbree-klasse (*Plantaginetea majoris*), zoals het Triglochino-Agrostietum stolonifera, met zouttolerante soorten als Moeraszoutgras (*Triglochin palustris*), Kruipend moerasscherm (*Apium repens*) en Zilte rus (*Juncus gerardii*).

Natriumchloridetoxiciteit

De meest direct sturende parameters voor biota in brakke en zoute wateren zijn de hogere en meestal fluctuerende chloride- en natriumconcentratie. Micro-organismen die in zoetwater leven, ondervinden vaak hinder van zoutstress in brakke wateren (Olsen *et al.*, 1996; Coci *et al.*, 2005). Hierdoor worden microbiële afbraak- en omzettingsprocessen bij verbrakking geremd (zie remming en stimulatie decompositie). Als de populatie micro-organismen de tijd heeft gehad om zich aan te passen aan de brakke omstandigheden, kunnen processen echter weer sneller verlopen. De aanpassingen op schommelingen van osmotische druk zijn kostbare investeringen voor organismen. Er is maar een selecte groep van organismen die hiermee om kunnen gaan (zie afbeelding 2.3). De effecten van verbrakking kunnen verschillen per gemeenschap, soort en stadia in de levenscyclus (ei/zaad, kieming, zaailing, larve, pop, adult) en hierdoor op verschillende manieren doorwerken op het voedselweb. De effecten van verbrakking op de biodiversiteit hangen ook af van de duur van de verbrakking, het seizoen waarin verbrakt wordt en de frequentie en range van de fluctuaties van de zoutconcentraties gedurende de verbrakking.

Effecten op planten

Voor planten zorgt een verhoogde zoutconcentratie voor chloride- en natriumtoxiciteit, voor stress door de verhoogde osmotische druk en soms voor verandering in nutriëntenbehoefte. Sommige planten hebben

aanpassingen ontwikkeld om nog onder brakke omstandigheden te kunnen groeien. Zij hopen bijvoorbeeld aminozuren, zoals proline of suikers op om de osmotische druk binnen hun cellen te verhogen (Ahmad *et al.*, 1981; Hodson *et al.*, 1985; Pulich, 1986; Mansour, 2000; Ashraf & Harris, 2004). Voor het aanmaken van aminozuren is stikstof nodig. Bij een hoge aanmaak van aminozuren kan dit een significante verhoging van de stikstofbehoefte van de plant betekenen (Hodson *et al.*, 1985). Een verhoogde aminozuurproductie is al aangetoond bij een chlorideconcentratie van $1,5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ ($37 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$) (Loeb *et al.*, 2008). Waarschijnlijk kan een zoutconcentratie van $0,3 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ ($8 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$) echter al toxisch zijn voor waterplanten die daarvoor gevoelig zijn (Van den Brink *et al.*, 1991; Van den Brink & Van der Velde, 1993). Aanpassingen aan brakke omstandigheden kosten energie. Hierdoor zijn typische brakwaterplanten in brak water in het voordeel, maar zijn zij onder zoete omstandigheden vaak minder concurrentiekrachtig.

Effecten op habitatrictlijnsoorten

In potentieel te verbrakken gebieden kunnen twee plantensoorten (Kruipend moerasscherm en Groenknolorchis) van de habitatrictlijn en één macrofaunasoort (Gestreepte waterroofkever) van de habitatrictlijn (Bijlage II-soorten) voorkomen. In tabel 2.3 zijn de optimum- en de maximale chlorideconcentraties waarbij deze soorten zijn aangetroffen, weergegeven (Paulissen & Schouwenberg, 2007). Vermoedelijk zal verbrakking een negatief effect hebben op het voorkomen van de Gestreepte waterroofkever. Dit is een soort die voornamelijk in laagveengebieden voorkomt, maar niet in Noord-Holland ten noorden van het Noordzeekanaal is aangetroffen (profielendocument LNV). Kruipend moerasscherm is een plant die van een aantal oude, verzoete kreken in Zeeuws Vlaanderen en Schouwen bekend is. De soort is een kensoort van de Associatie van Moeraszoutgras en Fioriengras, een associatie die kenmerkend is voor verzoete of lichtbrakke graslanden. Verbrakking zal waarschijnlijk ongunstig zijn voor de soort, maar de soort is eenvoudig te beschermen omdat de standplaatsen bekend zijn. Groenknolorchis is een soort van natte duinvalleien en trilvenen. De standplaats van de soort is zoet, maar Groenknolorchis verdraagt wel incidentele (niet-jaarlijkse) overstroming met brak water. De standplaats van Groenknolorchis heeft een hoge basenverzadiging en wordt op momenteel in het laagveengebied sterk bedreigd door verzuring van kragges. Omdat zout water niet snel tot in de kern van de kragge doordringt (Bootsma *et al.*, 2002), zal verbrakking van laagveenwateren vermoedelijk niet snel een bedreiging voor de soort vormen. De soort is overigens niet bekend uit laagveengebieden in Noord-Holland (profielendocument LNV).

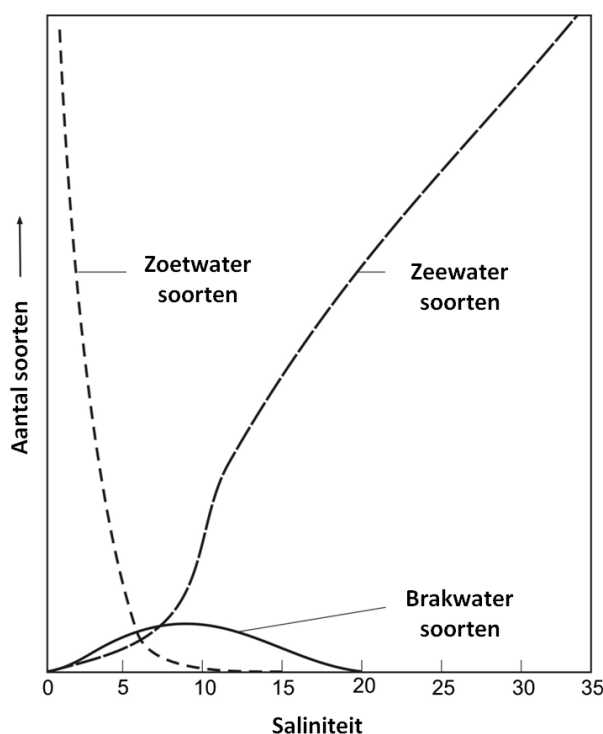
Tabel 2.3: Optimale en maximale chlorideconcentraties (Paulissen & Schouwenberg, 2007) waarbij habitatrichtlijnsoorten (bijlage II) (planten en macrofauna) zijn aangetroffen die mogelijk voorkomen in te verbrakken gebieden.

Table 2.3: Optimum and maximum chloride concentrations (Kristel Paulissen & Schouwenberg, 2007) where Habitats Directive species (Annex II:) (plants and macrofauna) are found which may occur in areas allowed to become brackish.

Soort	optimale chlorideconcentratie (mg ·L⁻¹,)	maximale chlorideconcentratie (mg ·L⁻¹)
Gestreepte waterroofkever <i>Graphoderus bilineatus</i>	39	123
Kruipend moerasscherm <i>Apium repens</i>	119	450
Groenknolorchis <i>Liparis loeselii</i>	111	531

Effecten op exotische macrofauna

Brak water is een lastig habitat voor macrofauna. De osmotische druk van het water vergt fysiologische aanpassingen. Een bijkomend probleem in brak of zout water is de lagere verhouding waarin calcium ten opzichte van andere kationen voorkomt in het water (Rasmussen & Bjerregaard, 1995). Dit maakt de opname van calcium moeilijker. Er zijn verschillende aanpassingen mogelijk tegen de verhoogde zoutconcentraties in het water, zoals het opslaan van zouten (Newsom & Davis, 1994; Brooks et al., 2008), de aanmaak van aminozuren (Fujimori & Abe 2002; Abe et al., 2005) en het verminderen van de permeabiliteit van de huid. Ook kunnen bepaalde voortplantingsstrategieën zoals, ovoviviparie (eierlevendbarendheid), de overleving in brak water bevorderen (Piscart et al., 2006). De vaak wisselende zoutconcentraties in brak water maken aanpassingen lastiger. Het is dan ook niet opmerkelijk dat het aantal soorten dat in brak water voorkomt veel kleiner is dan het aantal soorten in zoet- of juist in zeewater. Dit minimum in de diversiteit van macrofauna in brak water wordt het soortenminimum van Remane genoemd (afbeelding 2.3).



Afbeelding 2.3: Het aantal soorten (y-as) uitgezet tegen de saliniteit (in PSU), onder brakke condities komen de laagste soorten aantallen voor. Aangepast naar Whitfield et al. 2012, gebaseerd op Remane, 1958.

Figure 2.3: The number of species (y-axis) plotted against the salinity (in PSU), the fewest number of species are found in brackish conditions. Adapted according to Whitfield et al. 2012, based on Remane, 1958.

In brak water komt een relatief groot aantal exotische macrofaunasoorten voor. Verklaringen daarvoor zijn het lage soortenaantal in brakke wateren, waardoor de uitheemse soorten gemakkelijker een niche vormen, de ligging van zeehavens in brak water en het brakke ballastwater waarin sommige van de soorten meegevoerd worden (Wolff, 1998). Het effect van uitheemse invasieve soorten levert een mogelijk risico voor het ontwikkelen van karakteristieke brakwatergemeenschappen. Een aantal zoete laagveenwateren wordt lokaal gedomineerd door exoten en ook de hoofdgeul van de rivieren wordt gedomineerd door uitheemse kreeftachtigen. Inmiddels komen al acht verschillende soorten rivierkreeften in ons land voor. Opmerkelijk is het grote aantal geleedpotigen (kreeften, vlokreeften, garnalen en waterpissebedden) en tweekleppigen die zich in Nederland hebben kunnen vestigen (tabel 5.2.). Brakke wateren hebben van nature een groot aandeel Geleedpotigen, omdat er in deze groep veel soorten zijn die zich aan brakke omstandigheden aan kunnen passen. Exotische macrofaunasoorten leveren momenteel veel problemen op. In het laagveengebied zijn het vooral de Rode en de Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft die zo abundant zijn dat ze schade toe kunnen brengen aan de vegetatie (EIS/Bureau Waardenburg, 2008; Soes & van Eekelen, 2006; Lodge, 1991). Deze soorten zijn elders in Europa uitgezet en hebben zich daarna in Nederland kunnen verspreiden. De verbinding die tussen de Rijn en de Donau is aangelegd, heeft er daarnaast voor gezorgd dat Ponto-Kaspische soorten zich in de Nederlandse rivieren hebben kunnen vestigen (Van Riel et al., 2006). Ook deze soorten zijn over het algemeen beter bestand tegen een hoge zoutbelasting dan de inheemse zoetwatermacrofauna (Wijnhoven et al., 2003; Grabowski et al., 2007; Grabowski et al., 2009). Macrofaunasoorten die zich hebben gevestigd, het

goed doen in Nederlandse zoete en brakke wateren en mogelijk kunnen worden aangetroffen in de te verbrakken biotopen, kunnen over het algemeen goed tegen brak water (tabel 2.2.).

*Tabel 2.4: Belangrijkste exotische macrofauna die zich succesvol in Nederland heeft gevestigd sinds de jaren '50 en voor kan komen in mogelijk te verbrakken milieus (bron: exotenwerkgroep WEW; www.werkgroepexoten.nl). Daarnaast de maximale zoutconcentratie die voor deze soorten bekend is uit veld- of labstudies in wetenschappelijke literatuur. Voor vergelijkbaarheid tussen de maximale zoutconcentraties, zijn alle concentraties omgerekend naar concentraties chloride. Hierbij is uitgegaan van chloriditeit (g/l) = 0.5509 * saliniteit (ppt) (Millero et al., 2008) en chloriditeit (g/l) = 0.5509* PSU.*

*Table 2.4: Main exotic macrofauna which has successfully established itself in the Netherlands since the 1950s and may be found in environments allowed to become brackish (source: Werkgroep Exoten WEW; www.werkgroepexoten.nl). In addition the maximum salt concentrations known for these species from field or laboratory studies scientific publications. For comparability between the maximum salt concentrations, all concentrations have been converted to chloride concentrations. These calculations are based on chlorinity (g/l) = 0.5509 * salinity (ppt) (Millero et al., 2008) and chlorinity (g/l) = 0.5509* PSU.*

wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Habitat	maximale zoutconcentratie	veld/lab	literatuur
scientific name	Dutch name	habitat	maximum salt concentration	field/lab	publications
<i>Astacus leptodactylus</i>	Turkse rivierkreeft	zoet water	5-8 g Cl · L ⁻¹	lab	Hesni et al., 2009
<i>Atyaephyra desmarestii</i>	Zoetwatergarnaal	zoet water	7 g Cl · L ⁻¹	veld	Gallardo-Mayenco, 1994
<i>Caspihalacarus hyrcanus danubialis</i>		zoet water			
<i>Corbicula fluminalis</i>	Toegeknepen korfmossel	zoet en brak water	1.4 g Cl · L ⁻¹	veld	Piscart et al., 2005
<i>Corbicula fluminea</i>		zoet water	> 0.6 g Cl · L ⁻¹	veld	Montagna et al., 2008
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>		zoet water			
<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>		zoet water			
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Reuzenvlokreeft	zoet water	11 g Cl · L ⁻¹	lab	Brooks et al., 2008; Bruis et al., 2001
<i>Dreissena polymorpha</i> *	(Gewone) Driehoeksmossel	zoet en brak water	1.4 g Cl · L ⁻¹ 17 g Cl · L ⁻¹	veld lab	Piscart et al., 2005 ; Ellis & MacIsaac, 2009
<i>Eriocheir sinensis</i>	Chinese wolhandkrab	zoet tot zout water	Zeewater	veld	Rudnick et al., 2005
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Trompetkalkkokerworm	brak water	Zeewater	veld	Schwindt et al., 2004
<i>Gammarus tigrinus</i>	Tijgervlokreeft	zoet en brak	1.4 g Cl · L ⁻¹	veld	Piscart et al. 2005

		water			
<i>Hemimysis anomala</i>	Bloedrode aasgarnaal	zoet water	Onbekend ($<<17 \text{ g Cl}\cdot\text{L}^{-1}$)	lab	Ellis & MacIsaac, 2009
<i>Jaera istri</i>	Donaupissebed	zoet water			
<i>Limnodrilus cervix</i>		zoet water			
<i>Limnomysis benedeni</i>	Slanke aasgarnaal	zoet water	$10 \text{ g Cl}\cdot\text{L}^{-1}$ $7 \text{ g Cl}\cdot\text{L}^{-1}$	lab veld	Ovcarenko <i>et al.</i> , 2006; Audzijonyte <i>et al.</i> , 2006
<i>Lipiniella oderata</i>		zoet en brak water			
<i>Mytilopsis leucophaeta</i>	Brakwatermossel	brak water			
<i>Orconectes limosus</i>	Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft	zoet water	$> 0,5 \text{ g Cl}\cdot\text{L}^{-1}$	veld	Vinot & Pihan, 2005
<i>Orconectes virilis</i>	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	zoet water			
<i>Proasellus meridianus</i>		zoet water	$3 \text{ g Cl}\cdot\text{L}^{-1}$	lab	Wolff, 1973
<i>Procambarus clarkii</i>	Rode rivierkreeft	zoet water	$\text{Ca } 11 \text{ g Cl}\cdot\text{L}^{-1}$	lab	Newsom & Davis, 1994
<i>Procambarus zonangulus</i>		zoet water	$\text{Ca } 11 \text{ g Cl}\cdot\text{L}^{-1}$	lab	Newsom & Davis, 1994
<i>Quistadrilus multisetosus</i>		zoet water			
<i>Stenopelmus rufinasus</i>		zoet water			

* Oudere vestiging

Effecten op algen en cyanobacteriën

Cyanobacteriën (blauwalgen) vormen een groot probleem in voedselrijke wateren. Veel cyanobacteriën scheiden toxische stoffen af die zowel voor mensen als voor fauna schadelijk kunnen zijn. Cyanobacteriën komen zowel in zoete als in brakke en zoute wateren voor (o.a. Ren *et al.*, 2009; Willen & Mattson, 1997; Redden & Rukminasari, 2008; Apte & Bhagwat, 1989). Cyanobacteriën beschermen zich in brakke en zoute wateren tegen de osmotische druk voornamelijk door het aanmaken van aminozuren (Reed *et al.*, 1984). Een deel van de cyanobacteriën is in staat N_2 te binden en heeft

dus weinig stikstof in het water nodig om in behoefte voor groei te voorzien (Schindler, 1977). De fosforbehoefte van cyanobacteriën is echter wel groot. Door verbrakking kan de groei van cyanobacteriën gestimuleerd worden door het vrijkomen van fosfaat (Bianchi *et al.*, 2000). In een gradiënt van zoet naar zout treedt een verschuiving op in verschillende typen fytoplankton. Vaak worden in brakke wateren cyanobacteriën en chlorofyten (groenalgen) gevonden en bij hoge zoutconcentraties meer dinoflagellaten en diatomeeën (Redden & Rukminasari, 2008). Ook verbrakking binnen de brakke range kan ervoor zorgen dat de soortensamenstelling verschuift. Bij verbrakking van door cyanobacteriën gedomineerd water van 3 tot 12 PSU veranderde de chlorofyl-a-concentratie niet. Wel verminderde de concentratie coccoïde cyanobacteriën en nam de concentratie filamenteuze cyanobacteriën toe (Pilkaityte *et al.*, 2004). Plotselinge verbrakking binnen de oligohaliene range kan soms wel voor een afname van chlorofyl-a zorgen (Redden and Rukminasari 2008). In een zoet systeem zorgt incidentele verbrakking (1x in de 1 a 2 weken of minder vaak) voor een afname in de soortenrijkdom van een fytoplanktongemeenschap, terwijl frequentere verbrakking dit niet doet (Floder & Burns, 2004). Opmerkelijk genoeg wordt er in de Nederlandse uitwerking van de Kaderrichtlijn Water vanuit gegaan dat in brakke wateren met chlorideconcentraties boven $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ cyanobacteriën als *Anabaena* spp niet kunnen domineren (Van der Molen & Pot (red), 2007).

Effecten op het type nutriëntenlimitatie

Meestal is de fosfaatconcentratie in brakke wateren hoger dan in zoete wateren doordat er nog maar weinig fosfaat aan ijzer kan adsorberen, omdat ijzer aanwezig is in de vorm van ijzersulfides (Blomqvist *et al.*, 2004). De verhouding tussen stikstof en fosfor (N/P ratio) is hierdoor lager. Hierdoor komt in brak- en zout water vaker stikstoflimitatie (N) van het fytoplankton (algen) voor. Door de hoge fosforconcentraties (P) maakt het dan niet meer uit hoeveel fosfor er beschikbaar is, maar wel hoeveel stikstof er beschikbaar is. Om te bepalen door welk nutriënt fytoplankton gelimiteerd wordt, wordt vaak de Redfieldratio (Redfield, 1958) van nutriënten in het water gebruikt (C:N:P 106:16:1). Hoewel er veel af te dingen is op het gebruik van deze verhouding bij concentraties in het water, kan de verhouding wel een indicatie geven van welk nutriënt er op een korte tijdschaal beperkend is. Fosfaatrijke kwel blijkt in Noord-Holland voor zulke hoge fosfaatconcentraties in meren te zorgen dat, afgaand op de Redfield-ratio, het fytoplankton van deze meren een deel van het jaar door stikstof gelimiteerd is (De Klein, 2008). Ook in de referentiebeelden die naar aanleiding van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) zijn opgesteld, wordt uitgegaan van stikstoflimitatie in brakke wateren. De verschuiving in nutriëntenlimitatie onder invloed van verbrakking wordt ook in semi-terrestrische systemen gevonden. In een gradiënt van oligo- naar euhalien (*Spartina patens* vegetatie) bijvoorbeeld, bleek de oligohaliene vegetatie co-gelimiteerd door N en P en de meso- en euhaline vegetatie alleen door N gelimiteerd (Crain, 2007). Hieraan ten grondslag ligt niet alleen de hogere beschikbaarheid van P in vochtige bodems, maar ook de moeilijkere opname van N in zoute wateren door competitie met andere kationen. Ook de negatieve effecten van sulfidetoxiciteit op de opname van stikstof en de hogere stikstofbehoefte om door aminozuurproductie de interne osmotische druk te reguleren spelen hierbij een rol (Crain, 2007).

Effecten op het voedselweb

De toxiciteit van chloride en de effecten van brak water op nutriënten hebben een sterke uitwerking op voedselwebrelaties en daarmee op het gehele ecosysteem. Uit een vergelijking tussen zoete en brakke meren in Denemarken (Jeppesen *et al.*, 1994) bleek dat algenetende watervlooien (*Daphnia spec.*) niet voorkwamen boven een zoutconcentratie van 2‰.

Boven 2‰ zout kwam er nog wel algenetend zooplankton voor (*Eurytemora* en *Acartia*), maar dit zoöplankton was minder efficiënt in het onder controle houden van de algen. Het belangrijkste verschil tussen zoete en brakke wateren dat uit dit onderzoek bleek, is dat de top-down-controle van algen (door watervlooien en andere soorten zoöplankton) in brakke wateren veel kleiner is dan in zoete wateren.

Daarnaast bleken de brakke meren een andere vispopulatie te hebben, waarin voornamelijk stekelbaarsjes domineerden (*Gasterosteus aculeatus* en *Pungitius pungitius*). Mogelijk kan deze andere samenstelling van de vispopulatie samenhangen met de voor vissen toxische bloei van de alg *Prymnesium parvum* – samenhangend met eutrofiëring -, die in brakke en zoute wateren voor massale vissterfte kan zorgen (Holdway *et al.*, 1978). Bloei van *Prymnesium parvum* is ook bekend uit Nederland, waar de alg in 1990 vissterfte in Botshol veroorzaakte (Rip *et al.*, 1992). De visbiomassa in de onderzochte Deense brakke meren hing boven een concentratie van 0,4 mg P·L⁻¹ niet meer samen met fosfor. Omdat stekelbaarsjes de vegetatie als schuilplaats gebruiken, bleek er geen duidelijke relatie meer te zijn tussen de waterplantenbedekking van de brakke meren en het doorzicht. In zoete wateren was deze relatie er wel, omdat het hier juist de algenetende watervlooien zijn die zich in de vegetatie verschuilen en voor helderheid van het water zorgen. Overigens was er ook in brakke meren een negatief verband tussen de helderheid en de fosforconcentratie van het water.

In het laagveengebied The Broads in Groot-Britannië heeft een verhoogde saliniteit mogelijk geleid tot een minder stabiele toestand van het systeem, waarbij het bij eutrofiëring makkelijker om heeft kunnen slaan in een troebele toestand (Barker *et al.*, 2008). Uit een enclosureexperiment met bodems en waterplanten uit dit gebied bleek dat verbrakking een negatief effect had op de bedekking met waterplanten (Barker *et al.*, 2008). In dit experiment werden in grote bakken (3 m³) met sediment uit The Broads, 11 soorten waterplanten (waaronder een aantal soorten kranswieren) en 2 mannelijke stekelbaarsjes (*Gasterosteus aculeatus*) ingezet bij een hoge P-belasting (concentratie meer dan 50 µg P·L⁻¹), bij zeezoutconcentraties van 565, 1161, 1678 en 2600 mg Cl·L⁻¹. De effecten van het zeezout traden pas vanaf het tweede groeiseizoen op. De hoge zoutconcentraties bleken te leiden tot een zeer hoge fosforconcentratie in het water (250 µg P·L⁻¹), wat in de behandeling met de hoogste zoutconcentratie leidde tot een zeer hoge chlorofyl-a-concentratie in het water gedurende de zomer (tot ca 220 µg chl-a·L⁻¹). De hoogste twee zoutconcentratie hadden een duidelijk negatief effect op de waterplantenbedekking, die vanaf het tweede jaar van het experiment ongeveer 50 % was van de bedekking bij de laagste twee zoutconcentraties. Onder invloed van hoge zoutconcentraties namen 8 soorten in bedekking af of verdwenen, waaronder de twee zeldzaamste kranswieren. Alleen Groot nimfkruis (*Najas marina*) (die niet was aangeplant), profiteerde van de hogere zoutconcentraties. In relatie tot de totale zoöplanktonbiomassa namen *Cladocera* (o.a. *Daphnia*'s) sterk af met de saliniteit onder een normale vispredatiedruk en namen *Copepoda* toe. *Daphnia hyalina* bleek in een labexperiment niet te groeien boven een chlorideconcentratie tussen 520 en 1025 mg Cl·L⁻¹ en *Daphnia magna* nam af boven 2025 mg Cl·L⁻¹ (Barker *et al.*, 2008).

3 Waterbeheer verbrakking

3.1 Waterhuishoudkundige maatregelen verbrakking

3.1.1 Algemeen

In het fase 1 rapport is op globaal niveau beschreven welke methoden mogelijk toegepast kunnen worden om watersystemen te verbrakken. Daarbij zijn aan de hand van praktijkvoorbeelden verschillende methodes toegelicht. In dit hoofdstuk worden enkele bevindingen vanuit fase 1 herhaald waarna de waterhuishoudkundige maatregelen en technieken in meer detail uitgewerkt zijn en toegelicht worden.

3.1.2 Samenvatting fase 1

Potentiële locaties voor verbrakking zijn onder te verdelen in drie categorieën. Het verschil tussen de categorieën is gelegen in de zoutbron. De zoutbronnen zijn: 1) brakke kwel, 2) verbrakking via oppervlaktewater en 3) via een rechtstreekse verbinding met de zee. De hydrologische maatregelen die getroffen kunnen worden op de locatie zullen de invloed van de bron op het gebied moeten vergroten. Tabel 3.1 geeft de indeling weer. Daarnaast zijn in de tabel enkele voorbeeldgebieden opgenomen. Hierbij is het van belang te weten dat in de praktijk de scheiding tussen de chloridebronnen niet scherp is. Op veel locaties kunnen meerdere chloridebronnen leiden tot de verbrakking van een gebied.

Tabel 3.1: Mogelijke typen maatregelen voor verbrakking.

Table 3.1: Possible types of measures for allowing areas to become brackish.

type gebied	logistieke criteria	maatregelen	voorbeeldproject (gerealiseerd/planvorming)
1. brakke kwel	zoutbelasting	isoleren Waterstromen aanpassen	Het Welvliet
2. rechtstreekse verbinding met zee	omvang uitwisseling	getijdenwerking herstellen oude loop krekken herstellen aanleg duikers duinenrij verwijderen	De Kerf bij Schoorl Polder Breebaart Vatrop Haringvliet
3. verzilting via oppervlaktewater	percentage waterbalans	sturen op waterstromen	Polder Westzaan

type of area	logistics criteria	measures	sample project (realised/planned)
1. brackish seepage	salinity burden	isolate/adjust flow of water	Het Welvliet
2. direct connection with the sea	scope of exchange	restore tides restore old walking creeks construct culverts remove dunes	De Kerf at Schoorl Breebaart polder Vatrop Haringvliet
3. salinisation through surface water	percentage water balance	manage water flows	Westzaan polder

3.1.3 Overzicht maatregelen

Gebieden kunnen verbrakt worden door het nemen van verschillende waterhuishoudkundige maatregelen. De maatregelen zullen hierbij één van de volgende effecten moeten hebben:

- het stimuleren van brakke kwel;
- het herstellen van verbindingen met de zee;
- het aanvoeren van verzilt oppervlaktewater.

Stimuleren brakke kwel

In gebieden waar zoute of brakke kwel optreedt, kan het gebied verbrakt worden door de kwel te stimuleren. Het stimuleren van kwel vergroot de zoutbelasting in het gebied. De belasting met andere stoffen zoals nutriënten wordt in dit hoofdstuk verder buiten beschouwing gelaten. De zoutbelasting wordt bepaald door de kwelstroom en het chloridegehalte. Het chloridegehalte van kwel is slecht te beïnvloeden. Het vergroten van de kwelstroom is daarentegen wel goed te beïnvloeden. Om brakke kwel te stimuleren wordt daarom gezocht naar maatregelen die de kwelstroom kunnen vergroten.

De wet van Darcy beschrijft de drijvende kracht van grondwaterstroming:

$$Q = -K \times \frac{\Delta h}{l}$$

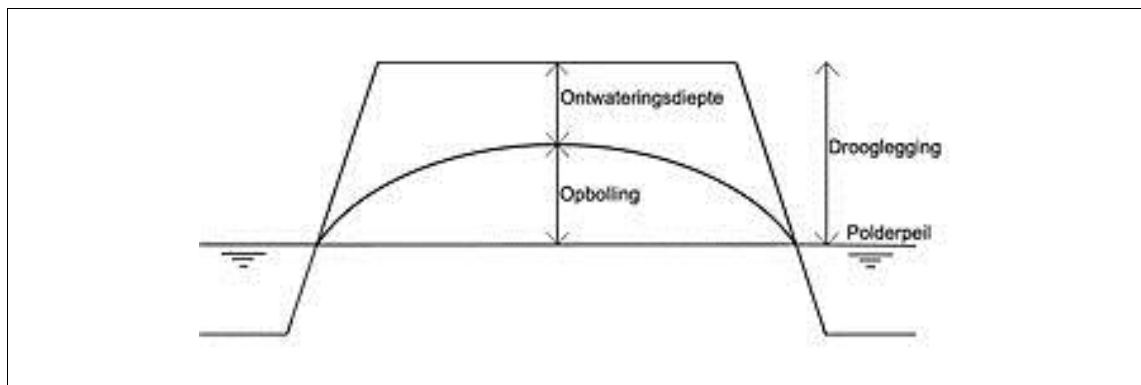
met:

Q	=	omvang van de kwelstroom	(m/d)
K	=	doorlatendheidscoëfficiënt van de grond	(m/d)
Δh	=	drukverschil	(m)
l	=	afstand	(m)

Uit de wet volgt dat de kwelstroom groter wordt door het drukverschil of de doorlatendheidscoëfficiënt te vergroten.

Het drukverschil is het verschil tussen de freatische grondwaterstand en de stijghoogte in het dieper gelegen watervoerend pakket. De stijghoogte in het watervoerend pakket is niet eenvoudig te verhogen en indien het mogelijk is, heeft dit effect op een groot gebied. Het is daarom niet aan te bevelen om de stijghoogte van het watervoerend pakket te vergroten. Het verlagen van de grondwaterstand in het gebied dat verbrakt moet worden is wel een mogelijke optie. Daarnaast is het mogelijk om alleen lokaal de grondwaterstand te verlagen, zodat de kwel alleen lokaal toeneemt.

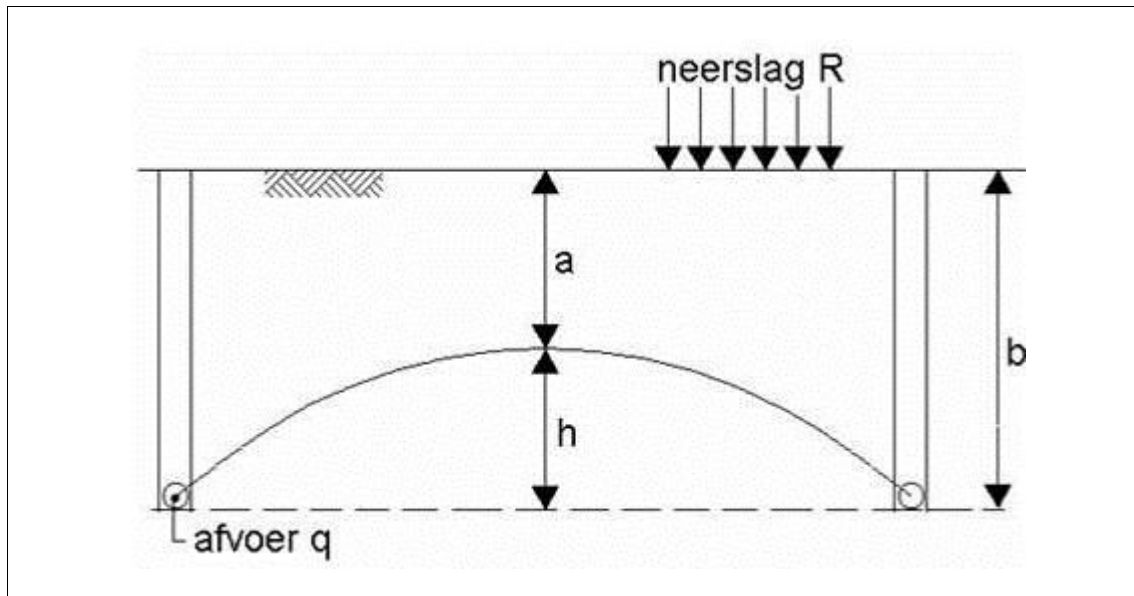
De grondwaterstand kan verlaagd worden door het oppervlaktewaterpeil in de sloten (slootpeil) te verlagen en zo de drooglegging van de percelen te vergroten. Het vergroten van de drooglegging leidt tot een lagere grondwaterstand (zie afbeelding 3.1). Dit leidt tot een groter drukverschil en daarmee tot een grotere kwelstroom en zoutbelasting zowel op het oppervlaktewater als op de bodem.



Afbeelding 3.1: Drooglegging.

Figure 3.1: Drainage.

Daarnaast kan de grondwaterstand verlaagd worden door horizontale drainage aan te leggen. De horizontale drainage zorgt voor een verlaging van de weerstand tussen het oppervlaktewater en het grondwater (zie afbeelding 3.2). Hierdoor wordt de opbolling van het grondwater verkleind. De kleinere opbolling betekent een minder hoge grondwaterstand en leidt daardoor tot een groter verschil tussen de grondwaterstand en de stijghoogte in het watervoerend pakket.



Afbeelding 3.2: Effect drainage op drainage op grondwaterstand.

Figure 3.2: Effect of drainage on groundwater level.

Mocht in het gebied horizontale drainage al aanwezig zijn dan kan door het verkleinen van de afstand tussen drainagebuizen, de opbolling verkleind worden. Ook hiermee wordt de grondwaterstand verlaagd.

Naast het vergroten van de kwelstroom in de sloten leidt het verlagen van de grondwaterstand in de percelen tot een grotere neerslaglens en dus verzoeting. Permanent lagere slootpeilen kunnen ook tot meer verdroging en in veengebieden dus tot maaiveldddaling leiden. Is de verdroging niet gewenst (natuurgebieden) dan kan besloten worden om de maaiveldhoogte te verlagen door bijvoorbeeld af te plaggen.

Het verhogen van de slootpeilen, leidt potentieel tot de vorming van een kleinere neerslaglens in de percelen. Hierdoor kan de invloed van brak water in de percelen toenemen. Echter, gelijktijdig leidt het opzetten van slootpeilen ook tot een kleinere kwelstroom. Per gebied zal vooraf bekeken moeten worden welke effecten er op optreden en welke maatregelen tot het gewenste doel leiden. Dit kan door een combinatie van veldonderzoek en modelberekeningen (b.v. Seawat).

De kwelstroom kan ook vergroot worden door de doorlatendheid van de deklaag te vergroten oftewel de weerstand van de deklaag te verlagen. De weerstand van de deklaag kan verlaagd worden door het aanbrengen van kwelbuizen. Een kwelbuis is vergelijkbaar met een verticale drainagebuis. Het verschil is dat een verticale drainagebuis zorgt voor een betere afvoer van het freatisch grondwater naar een dieper gelegen watervoerend pakket, terwijl een kwelbuis zorgt voor een betere toestroming van grondwater uit het dieper gelegen watervoerend pakket naar de oppervlakte.

Naast het toepassen van kwelbuizen kan besloten worden om de waterscheidende laag (deels) te verwijderen. Dit kan door bijvoorbeeld de watergangen regelmatig te baggeren. Zodoende wordt voorkomen dat een waterscheidende (bagger)laag zich op de bodem van de sloten vormt. Hierdoor blijft de weerstand van de baggerlaag laag en neemt de kwelstroom niet af.

Het succes of een gebied zal verbrakken door het stimuleren van brakke kwel is onder meer afhankelijk van hoe groot het aandeel van de brakke kwelstroom is op de waterbalans en het chloridegehalte van het kwelwater. De kwelstroom zal een significant aandeel moeten hebben op de waterbalans om de chloridegehalten in het watersysteem te kunnen verhogen. Maatregelen om de brakke kwel te stimuleren werken daarom goed in combinatie met het isoleren van het watersysteem. Het isoleren van het watersysteem zorgt voor een toename van het aandeel van de kwelstroom op de waterbalans door het uitsluiten van de doorvoer van oppervlaktewater van elders.

Uit de wet van Darcy volgt dat de afstand ook een factor is om de kwelstroom te beïnvloeden. De afstand wordt bepaald door de dikte van de deklaag. Hoe dikker de deklaag hoe groter de afstand. De dikte van de deklaag kan niet op een eenvoudige manier gewijzigd worden voor een heel gebied. Het kan echter wel goed gebruikt worden om kansrijke locaties voor verbrakking te identificeren. Hoe dunner de deklaag hoe groter het effect is van maatregelen om de kwelstroom te vergroten.

Herstellen van verbindingen met de zee

Door het inpolderen van gebieden zijn verbindingen tussen gebieden en de zee verbroken. Hierdoor kan het zoute zeewater tijdens vloed of bij een verhoogd getijde niet meer tot in het gebied doordringen. Door het wegvallen van het instromende zoute zeewater zijn zowel de chloridebron als de dynamiek voor het gebied verdwenen. Door de verbindingen met de zee weer te herstellen en tijdens vloed of bij een verhoogd getij het water in het gebied te laten doordringen is het mogelijk om dynamiek terug te brengen en het gebied te verbrakken.

De verbindingen met de zee kunnen hersteld worden door te ontpolderen. Dit betekent dat het zoute zeewater ongecontroleerd het gebied in kan stromen. De verbinding kan echter ook hersteld worden door in een primaire waterkering een doorlaatconstructie te realiseren. Met een dergelijke constructie is het mogelijk om het bij vloed instromende zeewater te controleren. Een voorbeeld voor het herstellen van de verbinding met de zee is het plan om de Haringvlietsluizen bij vloed op een kier zetten. Hierdoor zal het Haringvliet verbrakken.

Er is dus een keuze in de manier om de verbinding met de zee te herstellen. Bij deze keuze speelt mee in welke mate de getijdendynamiek in het gebied hersteld kan worden. Door zeewater ongecontroleerd het gebied in te laten stromen kan de getijdendynamiek in het gebied herstellen. Bij stormvloeden kunnen verschillende delen van het gebied onder het zoute zeewater komen te staan. Wordt de verbinding hersteld door de aanleg van een doorlaatconstructie dan zal het herstel van de getijdendynamiek beperkt zijn. Bij stormvloeden zou voorkomen kunnen worden dat delen van het gebied overstromen met zout zeewater.

Het succes van verbrakking door het herstellen van de verbinding met de zee zal voornamelijk bepaald worden of er tijdens vloed voldoende zeewater het gebied in kan stromen. Dit wordt bepaald door de capaciteit van de verbinding. Als de capaciteit van de verbinding te klein is, zal er onvoldoende zeewater het gebied instromen waardoor de chloridegehalten in het gebied niet of maar in beperkte mate verhoogd zullen worden.

Aanvoeren van verzilt oppervlaktewater

Het aanvoeren van verzilt oppervlaktewater kan op locaties gelegen nabij brakke oppervlaktewateren. In Nederland zijn dit met name: de Nieuwe

Waterweg, het Noordzeekanaal en het Antwerps pand van de Rijn-Scheldeverbinding. Voor locaties gelegen aan deze rivier of deze kanalen kan het verzilt oppervlaktewater door middel van duikers (bij een lager peil dan op de rivier/het kanaal) of door middel van gemalen (bij een hoger peil dan op de rivier/kanaal) ingelaten worden. Voor locaties die niet direct aan deze rivier of deze kanalen liggen dient door middel van persleidingen verzilt water aangevoerd te worden.

Het succes van of een gebied zal verbrakken door de aanvoer van verzilt oppervlaktewater is vooral afhankelijk van het chloridegehalte van het aangevoerde water en het aangevoerde debiet. De brakke invloed of het aandeel brak water dient voldoende groot te zijn. Dit kan vooraf worden ingeschat op basis van gebiedsspecifieke water- en stoffenbalansen.

3.2 Kansrijke locaties voor verbrakking

3.2.1 Algemeen

Zoals beschreven is in het voorgaande hoofdstuk liggen kansrijke locaties voor verbrakking in Nederland waar brak of zout oppervlaktewater aanwezig is of waar brakke of zoute kwel optreedt. Om kansrijke locaties voor verbrakking te identificeren zal dus bepaald moeten worden waar brak of zout oppervlaktewater aanwezig is en waar sprake is van brakke of zoute kwel. In dit OBN-project is dit globaal verkend.

Voordat potentiële locaties geïdentificeerd kunnen worden is van belang duidelijk te hebben wanneer sprake is van zoet, brak of zout water. Tabel 2.1 geeft de grenzen aan die in deze studie hiervoor gehanteerd zijn.

3.2.2 Locaties voor verbrakking met oppervlakte- en zeewater

Zout of brak oppervlaktewater is aanwezig langs de gehele Noordzeekust. Hierdoor is iedere locatie langs de kustlijn in principe een kansrijke locatie voor verbrakking. Doordat de kustlijn een primaire waterkering is, zal voor het maken van een verbinding tussen de locatie en de zee de kering gekruist moeten worden. Dit heeft vanuit veiligheidsoverwegingen zeker niet de voorkeur. Iedere doorlaat in een kering is immers een potentiële zwakke plek. De verbinding kan daarom het beste gerealiseerd worden op locaties waar al een verbinding aanwezig is. Afbeelding 3.1 geeft deze locaties aan. De locaties zijn gemarkeerd met een blauwe pijl. In Noord-Nederland zijn dit de volgende locaties:

1. boezem Dollard/Westerwolde (sluis Nieuwe Statenzijl);
2. boezem Oldambt (sluis Termunterzijl);
3. Eemskanaal (zeesluis Delfzijl);
4. Lauwersmeer (R.J. Cleveringsluizen);
5. Van Harinxmakanaal (Tjerk Hiddesluizen);
6. IJsselmeer (Lorenzsluizen en Stevinsluizen).

In West-Nederland betreft het de volgende locaties:

7. Noordhollands Kanaal (Koopvaardersschutsluis);
8. Noordzeekanaal (zeesluizen IJmuiden);
9. Zaanse boezem (schutsluis Zaandam);
10. Boezem Rijnland (schutsluis Spaarndam);
11. Nieuwe Waterweg;
12. Schie (Parksluizen);
13. Brielse Maas (Vooronse sluis);
14. Haringvliet (Haringvlietsluizen);
15. Volkerak-Zoommeer (Krammersluizen, Bergse Diepsluis en sluisencomplex Terneuzen);
16. Kanaal Gent-Terneuzen (sluiscomplex Terneuzen).

Momenteel worden plannen gemaakt om het Volkerak-Zoommeer te verbrakken. Mocht het Volkerak-Zoommeer brak worden dan ontstaan er meer locaties die via het oppervlaktewater verbrakt kunnen worden. Het gaat dan om het Hollandsch Diep en de West-Brabantse rivieren de Dintel en de Steenbergse Vliet. Het Hollandsch Diep kan verbrakt worden via de Volkeraksluizen.



Afbeelding 3.3: Locaties voor verbrakking via oppervlakte- en zeewater.

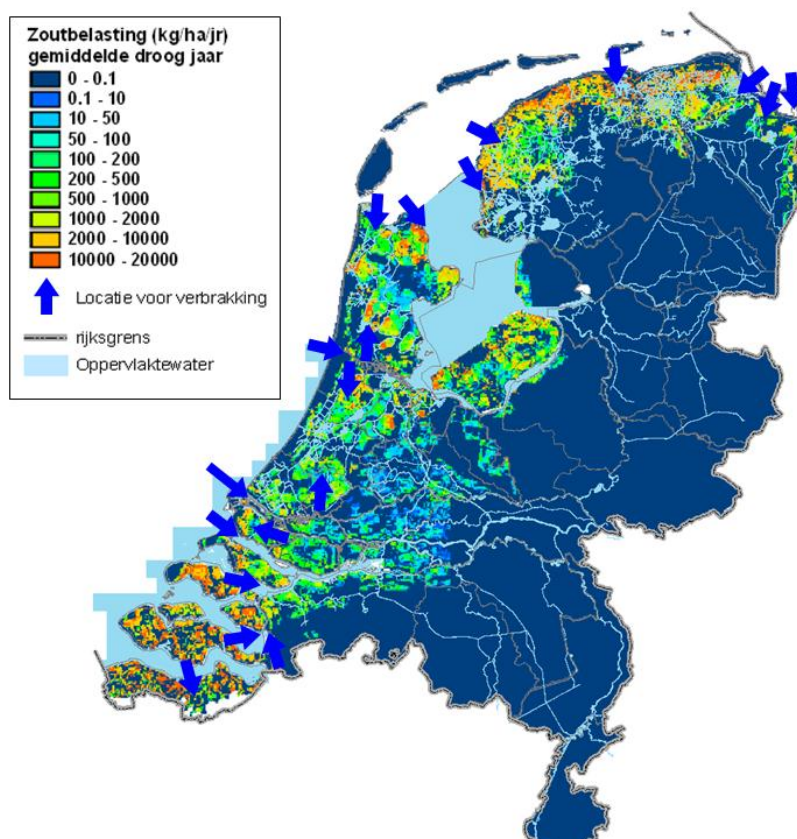
Figure 3.3: Locations to become brackish via surface and sea water.

Naast de Noordzee zijn er nog andere brakke of zoute oppervlaktewateren. Dit zijn: het Noordzeekanaal, de Nieuwe waterweg en het Antwerps pand (Rijn-Scheldeverbinding). Langs deze rivieren en kanalen liggen dan ook kansrijke locaties voor verbrakking.

3.2.3 Locaties voor verbrakking door brakke kwel

Kansrijke locaties die verbrakt kunnen worden door middel van brakke of zoute kwel zijn in afbeelding 3.3 weergegeven. Locaties met een hoge zoutbelasting door kwel zijn kansrijk voor verbrakking. Hoe hoger de belasting hoe kansrijker de locatie is. uit de afbeelding kan worden afgeleid dat door de hoge zoutbelasting gebieden in Noord-West Friesland en Noord Groningen kansrijk zijn. Dit geldt ook voor de Wieringermeerpolder en de Haarlemmermeerpolder. Verder is de zoutbelasting in grote delen van Zeeland hoog.

In de afbeelding is de zoutbelasting in delen van de Flevopolder (nog) hoog. Afgaand op de kaart betekent dit dat de Flevopolder kansrijk is. Naar verwachting neemt de zoutbelasting hier echter steeds verder af en is de hoge zoutbelasting nog een erfenis uit het Zuiderzee verleden.



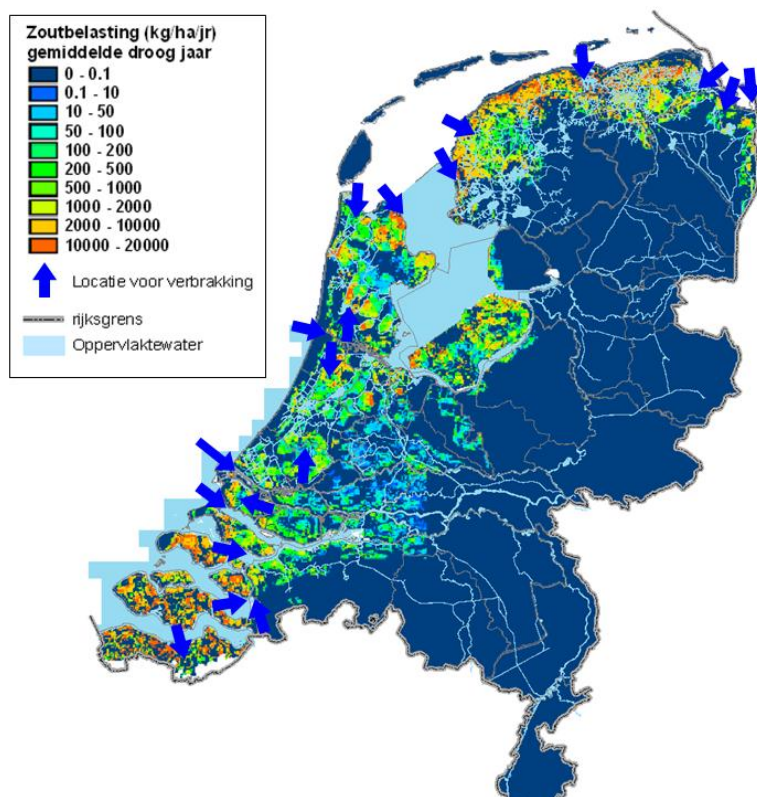
Afbeelding 3.4: Locaties met zoute of brakke kwel op basis van nabewerking NA-GROM -gegevens (Acacia water, 2009).

Figure 3.4: Locations with salt or brackish seepage based on post processing NA-GROM data (Acacia water, 2009).

3.2.4 Totaal overzicht

Door beide kaarten (afbeeldingen 3.3 en 3.4) te combineren zijn de kansrijke locaties voor verbrakking in Nederland globaal en op landelijk niveau zichtbaar gemaakt. Uit de gecombineerde kaart (afbeelding 3.5) blijkt dat dit om een aanzienlijk deel van Nederland gaat. Ook is duidelijk dat de reeds

uitgevoerde of geplande verbrakingsprojecten in deze gebieden plaatsvinden (zie fase 1).



Afbeelding 3.5: Kansrijke locaties voor verbrakking.

Figure 3.5: Promising locations to become brackish.

3.3 Casus verbrakking IJperveld

3.3.1 Algemeen

In deze paragraaf wordt voor het voormalige brakke IJperveld nagegaan in hoeverre dit gebied opnieuw te verbrakken is.

Het IJperveld was oorspronkelijk een brakwaterveen met hoge chloridegehaltes. Bij het afsluiten van de Zuiderzee bedroeg het chloridegehalte nog circa 6.000 mg Cl^-/l (170 mmol Cl^-/l). Hoewel de inlaat van brak water niet meer plaatsvindt is de brakke invloed nog steeds merkbaar in het gebied. Dit uit zich in zowel de samenstelling van de bodem als het voorkomen van bepaalde brakwatersoorten.

In de huidige situatie is het water in het IJperveld licht brak. Het chloridegehalte is maximaal 1.000 mg Cl^-/l (28 mmol Cl^-/l). De voornaamste chloridebron is de aanvoer van licht brak water vanuit het Noord-Hollands kanaal.

In deze casus wordt nagegaan of het mogelijk is om het IJperveld opnieuw te verbrakken. Zoals uit tabel 2.1 volgt kan een watersysteem als brak worden beschouwd als het chloridegehalte zich tussen 3.000 en 10.000 mg Cl⁻/l (85-280 mmol Cl⁻/l) bevindt.

In 2005 heeft Witteveen+Bos in de studie Onderzoek en advies voor verbetering van de waterkwaliteit en natuurwaarden van het IJperveld het verbrakken van het IJperveld onderzocht. In de genoemde studie leek een chloridegehalte in het IJperveld realiseerbaar van maximaal 1.800 mg Cl⁻/l (50 mmol Cl⁻/l) door het inlaten van water uit het Noordzeekanaal. Dit is echter vanuit ecologisch opzicht en met betrekking tot mogelijke remming van veenafbraak te beperkt. Uit de studie bleek echter ook dat het theoretisch mogelijk was hogere chloridegehalten te realiseren als van een grotere diepte uit het Noordzeekanaal water zou worden onttrokken. In deze casus is onderzocht of dit mogelijk is en welke zoutconcentraties haalbaar zijn. Hiervoor zijn de maatregelen zoals voorgesteld in de voorgaande studie overgenomen.

3.3.2 Gebiedsbeschrijving

Locatie

Het IJperveld ligt ten noorden van Amsterdam tussen Den IJp, Watergang en IJpendam in. Het gebied heeft een oppervlak van circa 1.300 ha. Het is een veenweidegebied met een groot oppervlak open water. Het IJperveld staat in open verbinding met de Waterlandse Boezem en het Noordhollands kanaal.

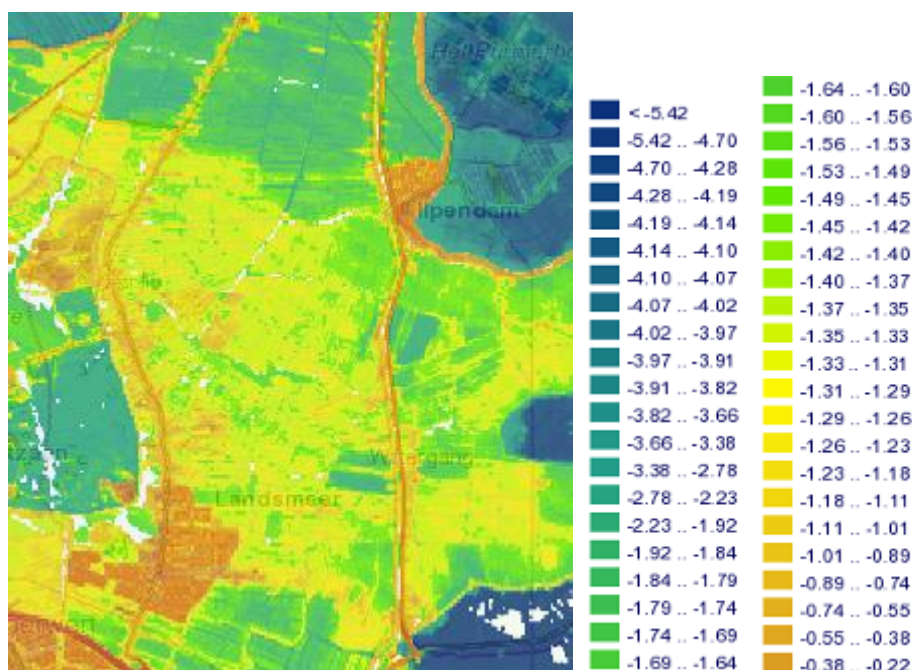


Afbeelding 3.6: Locatie IJperveld.

Figure 3.6: IJperveld location.

Maaiveldhoogte

De hoogte van het maaiveld in het IJperveld varieert tussen de NAP -1,3 en -1,5 m (afbeelding 3.7).



Afbeelding 3.7: Locaties Maaiveldhoogte IJperveld in m t.o.v. NAP (www.ahn.nl).

Figure 3.7: Ground level locations at IJperveld in meters compared to NAP (www.ahn.nl).

Bodemopbouw en geohydrologische schematisatie

De bodemopbouw is beschreven aan de hand van de grondwaterkaart van Nederland (TNO, 1979) en boringen uit DINO. Ter plaatse van het IJperveld bestaat de deklaag uit veen en klei. De deklaag heeft een dikte van 10 m. Daaronder ligt het eerste watervoerend pakket bestaande uit zeer fijn zand. Het eerste watervoerend pakket reikt tot 40 m onder maaiveld. Tussen 40 en 60 m onder maaiveld ligt de eerste scheidende laag bestaande uit leem. Tabel 3.2 geeft de bodemopbouw schematisch weer.

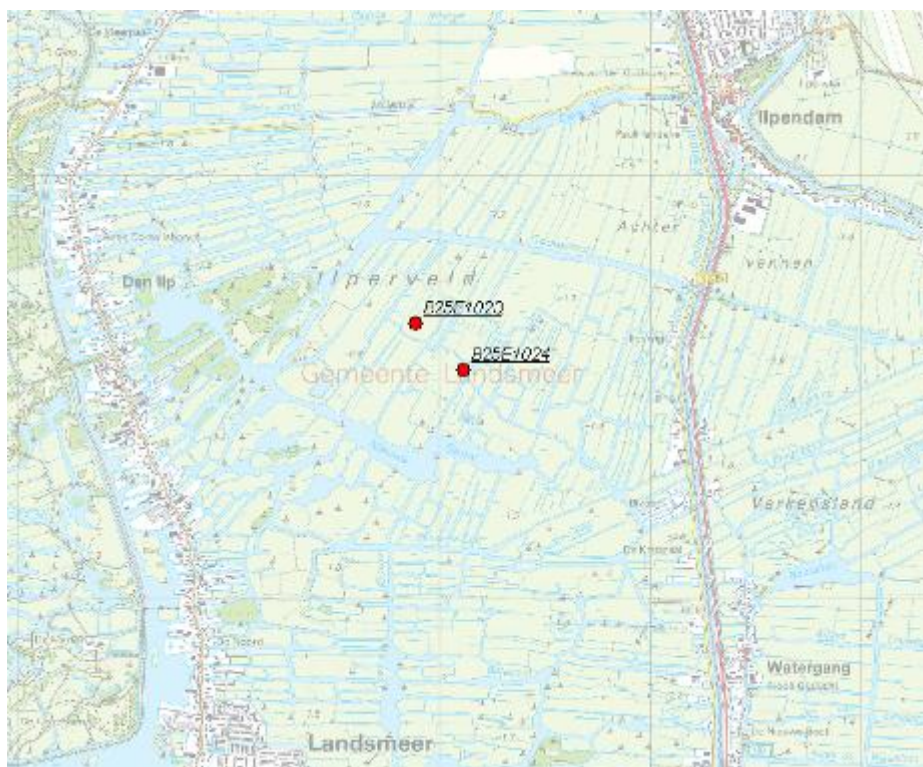
Tabel 3.2: Bodemopbouw en geohydrologische schematisatie.

Table 3.2: Soil structure and geohydrological scheme.

diepteligging (m - mv)	lithologie	stratigrafie	geohydrologische indeling
0 – 10	veen, kleien	Westlandformatie	deklaag
10 – 40	fijn zand	Formatie van Twenthe, Een Formatie	eerste watervoerend pakket
40 – 60	leem en slibhoudende zanden	Formatie van Drente	eerste scheidende laag

Grondwater

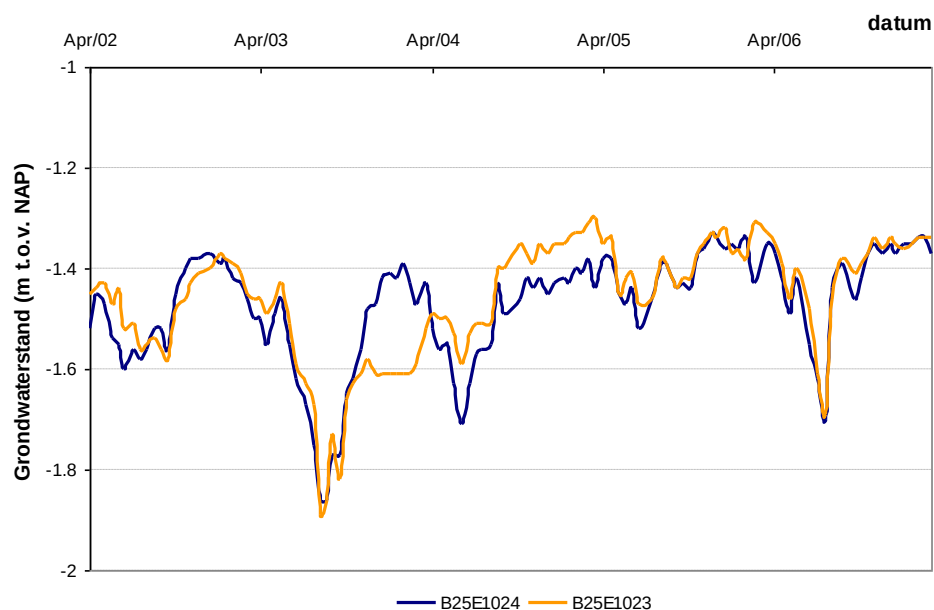
De freatische grondwaterstand in het IJperveld schommelt rond het oppervlaktewaterpeil van NAP -1,53 m. Op twee locaties in het IJperveld is de freatische grondwaterstand gemeten. Afbeelding 3.8 geeft de locatie van de peilbuizen weer.



Afbeelding 3.8: Locatie peilbuizen (Dinoloket).

Figure 3.8: Locations of monitoring wells (Dinoloket).

In de peilbuizen is de freatische grondwaterstand tussen 2002 en 2006 gemeten. Afbeelding 3.9 geeft het verloop van de grondwaterstand tijdens deze periode weer.

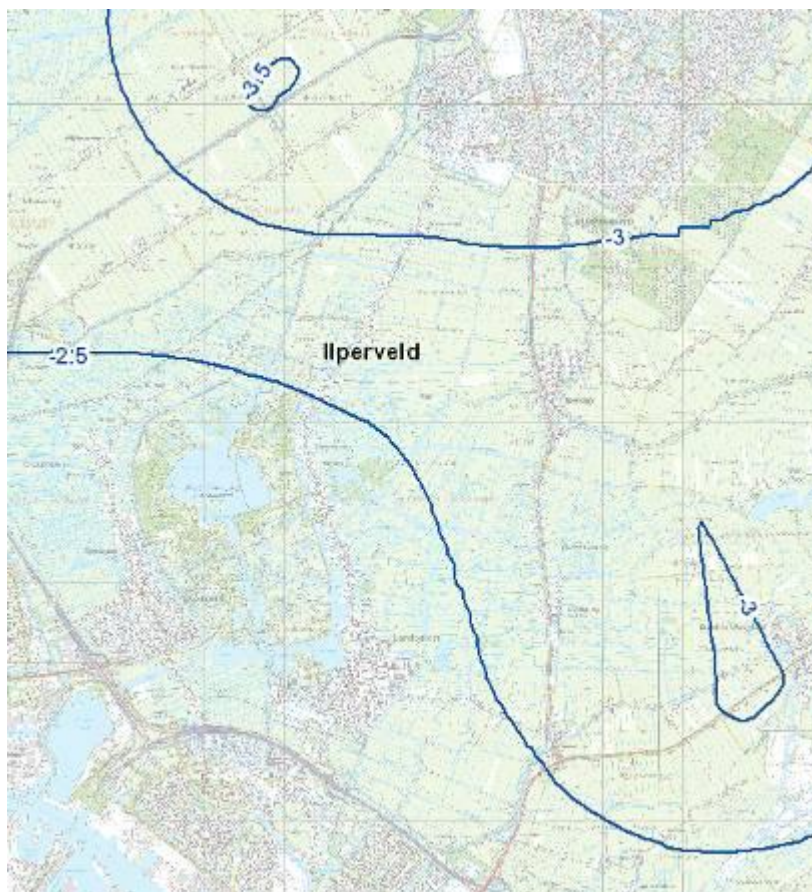


Afbeelding 3.9: Verloop grondwaterstand (Dinoloket).

Figure 3.9: Change in ground water level (Dinoloket).

De stijghoogte in het eerste watervoerend pakket varieert in het Ilperveld tussen de NAP -2,5 m in het zuiden tot NAP -3 m in het noorden (zie afbeelding 3.10). De stijghoogte is lager dan de grondwaterstand. Er treedt in het Ilperveld dus lichte wegzijging op. De wegzijging wordt geschat op circa 0,1 mm/d (Nelen&Schuurmans, 2005).

In het verleden trad in het Ilperveld geen wegzijging op. Hoewel gehoord wordt dat er in dit gebied in het verleden kwel vanuit de Zuiderzee optrad, ligt dit niet voor de hand. Er is nu sprake van een geringe wegzijging bij een negatief stijghoogteverschil van circa 1 meter. Voor kwel van dezelfde orde grootte zou een positief stijghoogteverschil van circa 1 meter nodig zijn. Hiervoor zou het diepe grondwater destijds 2 meter hoger, op circa 0 m NAP, gelegen moeten hebben. Het waterniveau van de Zuiderzee had dan nog hoger moeten liggen om stroming van zee naar het land te kunnen veroorzaken. Dat is beide niet het geval geweest. In het verleden was het land hoger (daarna gedaald door ontwatering, inklinking en veenoxidatie) en de zeespiegel lager. Het is waarschijnlijker dat ook in die tijd al sprake was van lichte wegzijging. Door het droogleggen van onder meer de Beemster en de Purmer is de wegzijging verder toegenomen. De herkomst van de brakke ondergrond in de voormalige brakke veenweiden ligt in de verbrakking van de boezem door inlaat van en bevoeiing met zout water en overstromingen (catastrofen) (Aten, 2010).

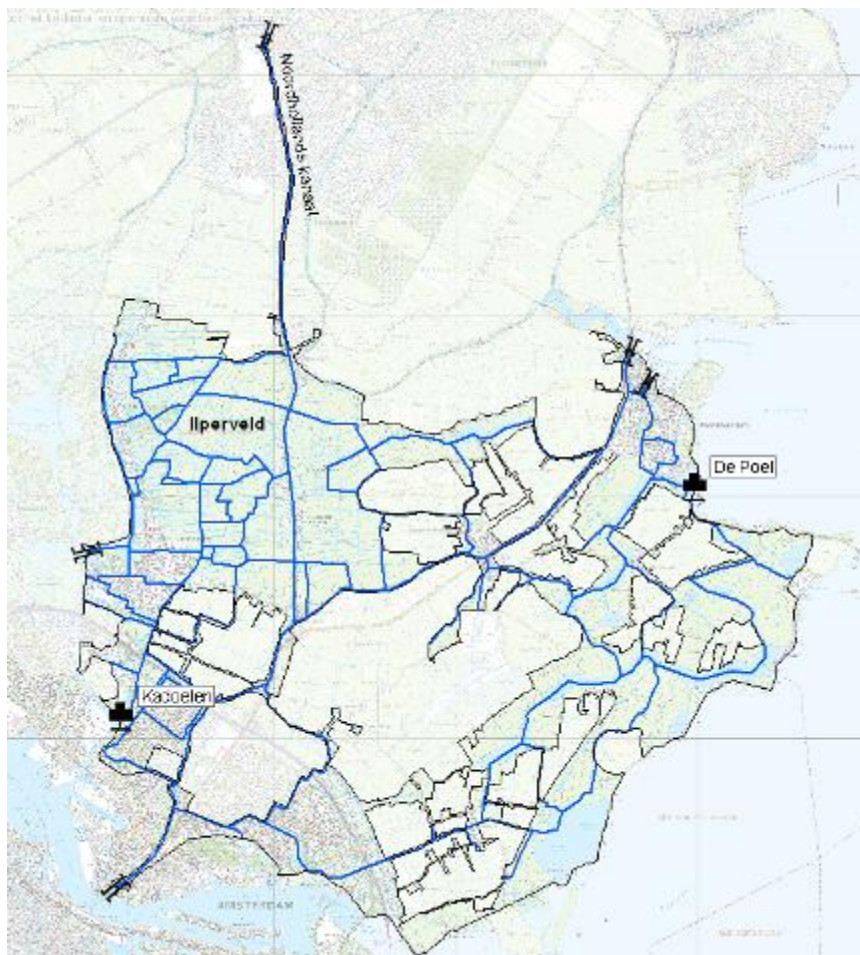


Afbeelding 3.10: Stijghoogte eerste watervoerend pakket in m t.o.v. NAP (Dinoloket).

Figure 3.10: Riser height first aquifer in m compared to NAP (Dinoloket).

Oppervlaktewatersysteem

Het IJperveld maakt onderdeel uit van de polder Waterland en staat in directe verbinding met de Waterlandse Boezem en het zuidelijk deel van het Noordhollands kanaal. Er wordt een vast peil van NAP -1,53 m gehandhaafd. De polder wordt bemalen door twee gemalen. Het gemaal De Poel staat in Monnickendam en heeft een capaciteit van 8,7 m³/s. Het gemaal Kadoelen staat in Amsterdam en heeft een capaciteit van 11,7 m³/s. In afbeelding 3.11 is een overzicht van het watersysteem gegeven.



Afbeelding 3.11: Locatie gemalen ten opzichte van het IJperveld.

Figure 3.11: Pumping station locations in relation to IJperveld.

Aan de oostzijde van het IJperveld ligt het Noordhollands kanaal. Het kanaal voert wateroverschotten van het gebied af richting het gemaal Kadoelen. Via drie hoofdwaterlopen wordt het water van het kanaal naar het gemaal gevoerd. Twee hoofdwaterlopen stromen via het IJperveld naar het gemaal. De derde hoofdwaterloop komt ter plaatse van de rijksweg A10 vanaf het Noordhollands kanaal. De drie hoofdwatergangen komen ten noorden van A10 samen en gaan in één hoofdwaterloop naar het gemaal.

In droge perioden zakt de waterstand weg vanwege verdamping. Om dit te voorkomen wordt water vanuit het Markermeer ingelaten. Ingeschat wordt dat gemiddeld 1 mm/d water ingelaten wordt (Nelen&Schuurmans, 2005).

Waterkwaliteit

Door het IJperveld stroomt het Noordhollands kanaal. De waterkwaliteit van het IJperveld is daarom vergelijkbaar met de waterkwaliteit in het Noordhollands kanaal. Het water uit het Noordhollands kanaal is voedselrijk. Het jaargemiddelde fosfaatgehalte bedraagt 0,35 mg P/l (10 μ mol P/l) en het jaargemiddelde stikstofgehalte 3,0 mg N/l (85 μ mol N/l) (Witteveen+Bos, 2005). Het chloridegehalte van het oppervlaktewater ligt gemiddeld tussen de 300 en 500 mg Cl⁻/l (8-14 mmol Cl⁻/l) (hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, 2009). Het grondwater heeft een chloridegehalte van circa 400 mg Cl⁻/l (11 mmol Cl⁻/l) (Witteveen+Bos, 2011).

Noordzeekanaal

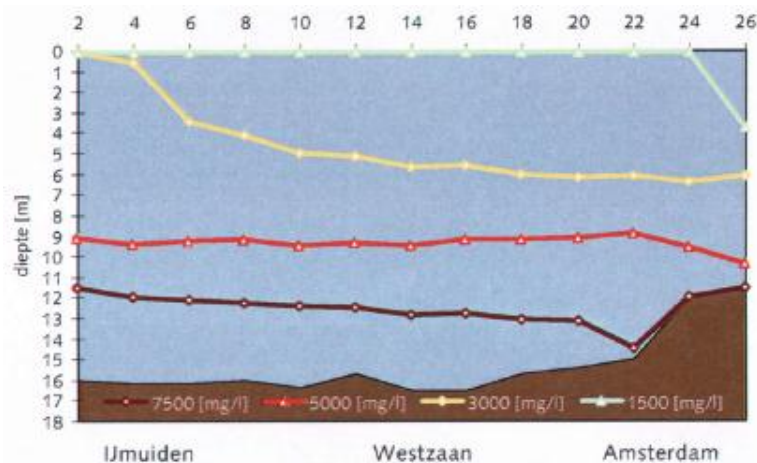
Het watersysteem van het IJperveld watert af op het Noordzeekanaal. Het Noordzeekanaal verbindt Amsterdam met de Noordzee. Het kanaal staat niet in open verbinding met de Noordzee, maar via het sluiscomplex bij IJmuiden. Het kanaal is 26 km lang. Afbeelding 3.12 geeft de ligging van het Noordzeekanaal weer.



Afbeelding 3.12: Ligging Noordzeekanaal.

Figure 3.12: North Sea Canal.

Kenmerkend voor het kanaal is de zoete bovenlaag en de zoute onderlaag. Omdat het chloridegehalte van IJmuiden tot aan Amsterdam afneemt, kent het kanaal twee zoutgradiënten (verticaal en horizontaal). Afbeelding 3.13 geeft de zoutgradiënten weer. Vanaf 9 m diep is bijna overal in het kanaal het chloridegehalte 5.000 mg Cl⁻/l (140 mmol Cl⁻/l) of hoger.



Afbeelding 3.13: Gemiddelde zoutgradiënt Noordzeekanaal gedurende 1999 tot 2001 (Rijkswaterstaat, 2005).

Figure 3.13: Average salinity gradient North Sea Canal from 1999 to 2001 (Dutch Ministry of Infrastructure and the Environment (Rijkswaterstaat), 2005).

Markermeer

In de polder Waterland wordt water vanuit het Markermeer ingelaten. Het Markermeer is een zoet water meer met een oppervlak van 700 km². Het zomerpeil bedraagt NAP -0,2 m en het winterpeil NAP -0,4 m. De chlorideconcentraties van het Markermeer liggen onder de 150 mg Cl⁻/l (4 mmol Cl⁻/l).

Omliggende polders

Ten noorden van het Ilperveld liggen twee diepe droogmakerijen (de Purmer en de Wormer) met brakke kwel. Door de brakke kwel is het chloridegehalte van het oppervlaktewater verhoogd. In de Wormer heeft het oppervlaktewater een chloridegehalte van 500 tot 1.000 mg Cl⁻/l (14-28 mmol Cl⁻/l) (hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, 2009). In de Purmer heeft het oppervlaktewater een chloridegehalte van 100 tot 300 mg Cl⁻/l (3-8 mmol Cl⁻/l).

3.3.3 Maatregelen verbrakking

Chloridebron

Een gebied kan verbrakt worden door brakke kwel te stimuleren, een verbinding met zee te herstellen of verzilt oppervlaktewater aan te voeren. Welke manier gebruikt kan worden is afhankelijk van het gebied. Op basis van de gebiedskenmerken van het Ilperveld is nagegaan op welke manieren het gebied verbrakt kan worden.

Brakke kwel stimuleren

Het Ilperveld is een wegzijgingsgebied. De stijghoogte in het eerste watervoerend pakket is lager dan de oppervlaktepeil en de freatische grondwaterstand. Het chloridegehalte van het grondwater bedraagt 400 mg Cl⁻/l (11 mmol Cl⁻/l) en is daarmee zeer licht brak.

Doordat het chloridegehalte van het grondwater lager is dan het minimale chloridegehalte dat gerealiseerd moet worden zal het niet mogelijk het Ilperveld te verbrakken door brakke kwel aan te trekken.

Verbinding met zee herstellen

Oorspronkelijk stond het IJperveld in verbinding met de Zuiderzee. Het zilte Zuiderzeewater was de chloridebron voor het IJperveld. De Zuiderzee is echter veranderd in het zoetwaterreservoir het IJsselmeer. Het IJperveld kan daardoor niet verbrakken door deze verbinding met de voormalige binnenzee te herstellen.

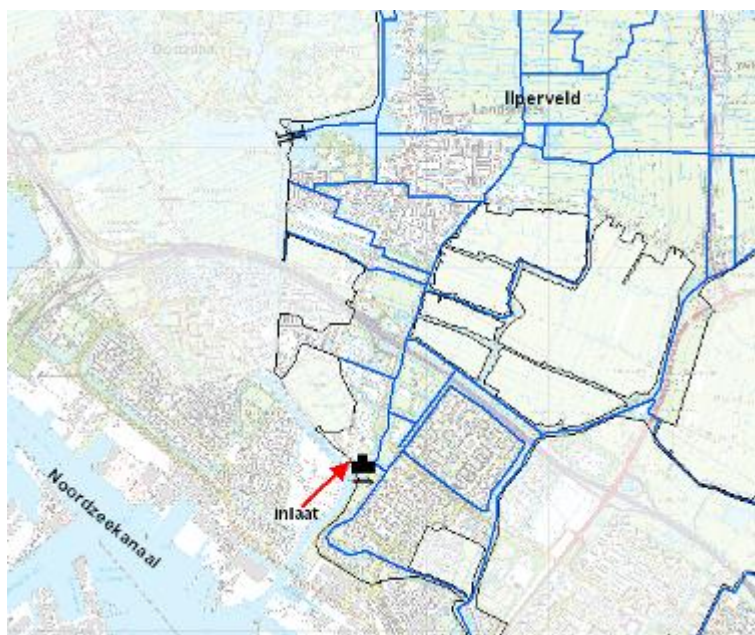
Verzilt oppervlaktewater aanvoeren

In de noordelijk gelegen polders is het oppervlaktewater licht brak. Het chloridegehalte van het oppervlaktewater uit deze polders is echter te laag om een chloridegehalte van 3.000 mg Cl⁻/l (85 mmol Cl⁻/l) of hoger te realiseren in het IJperveld.

Nabij het IJperveld ligt het Noordzeekanaal. In het kanaal komen afhankelijk van de diepte chloridegehalten tussen 1.500 en 7.500 mg Cl⁻/l (42-212 mmol Cl⁻/l) voor. Het oppervlaktewater heeft dus in theorie een voldoende hoog chloridegehalte om een hoog chloridegehalte te realiseren.

Benodigde maatregelen

Om de aanvoer van verzilt oppervlaktewater mogelijk te maken zal een inlaatconstructie aan het Noordzeekanaal gerealiseerd moeten worden. Uit de voorgaande studie (Witteveen+Bos, 2005) is gebleken dat de meest geschikte locatie nabij het gemaal Kadoelen ligt. De locatie nabij het gemaal staat min of meer in directe verbinding met het IJperveld (zie afbeelding 3.14) en bevindt zich circa 3 km ten zuiden van het IJperveld.



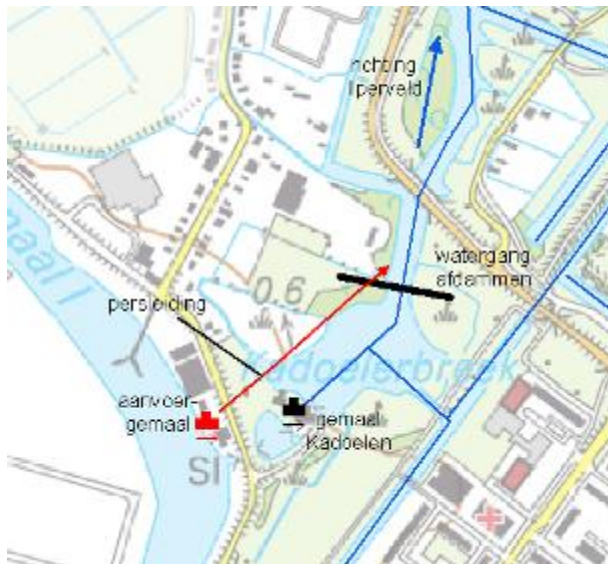
Afbeelding 3.14: Locatie inlaatconstructie Noordzeekanaal.

Figure 3.14: Location of inlet construction North Sea Canal.

Alleen het realiseren van een inlaatconstructie leidt echter niet tot een voldoende verbrakking van het IJperveld. Uit de eerder uitgevoerde studie (Witteveen+Bos, 2005) bleek dat er een continue aanvoer van brak of zout water nodig is om het IJperveld te verbrakken.

Doordat de inlaat bij het afvoergemaal staat ontstaat er een kortsluitstroom, waarbij het inlaten van water leidt tot het voortdurend aanslaan van het

afvoergemaal. Hierdoor zou het gemaal het ingelaten brakke oppervlaktewater direct weer afvoeren. Het brakke oppervlaktewater zou daardoor niet naar het IJperveld stromen. Om dit te voorkomen moeten de inlaatconstructie en het gemaal van elkaar gescheiden worden. Om een waterscheiding te realiseren kan de watergang tussen het afvoergemaal en het IJperveld worden afgedamd. Het ingelaten water wordt vervolgens met een persleiding naar de watergang gevoerd (afbeelding 3.15).

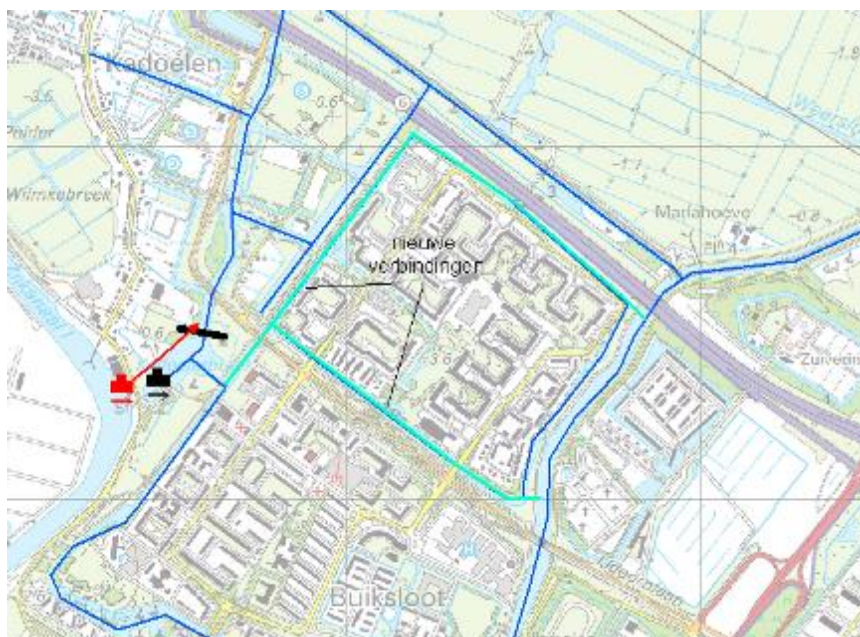


Afbeelding 3.15: Scheiding inlaatconstructie en afvoergemaal Kadoelen.

Figure 3.15: Separation of inlet construction and pumping station Kadoelen.

In de voorgaande studie is onderzocht of er de mogelijkheid bestaat om de waterscheiding ter plaatse van de A10 aan te brengen. Hierdoor zou de watergang direct naar het gemaal Kadoelen niet afgedamd hoeven te worden. Het hoogheemraadschap heeft destijds echter aangegeven dat deze locatie niet de voorkeur had vanwege de lange aanvoerleiding die daarvoor nodig zou zijn (Witteveen+Bos, 2005).

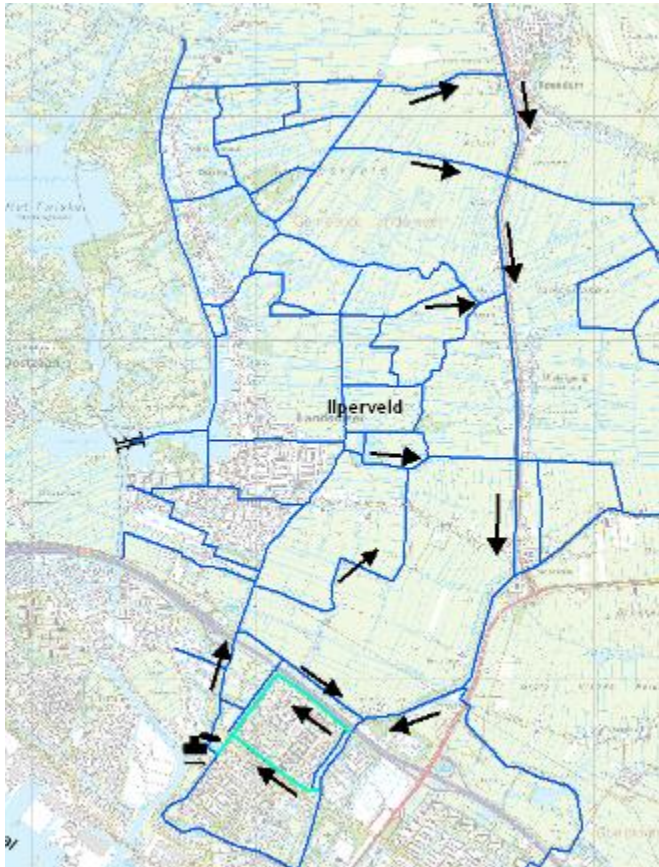
Door het afdammen van de watergang naar het gemaal Kadoelen kunnen de wateroverschotten van de polder Waterland niet meer afgevoerd worden. Hiervoor wordt een nieuwe verbinding tussen het gemaal Kadoelen en het Noordhollands kanaal gerealiseerd. In afbeelding 3.16 zijn de te benodigde nieuwe verbindingen weergegeven. De verbindingen zorgen er voor dat de wateroverschotten van de polder Waterland naar het gemaal afgevoerd kunnen worden.



Afbeelding 3.16: Verbinding afvoergemaal Kadoelen en Noordhollands kanaal.

Figure 3.16: Connection pumping station Kadoelen and Noordhollands canal.

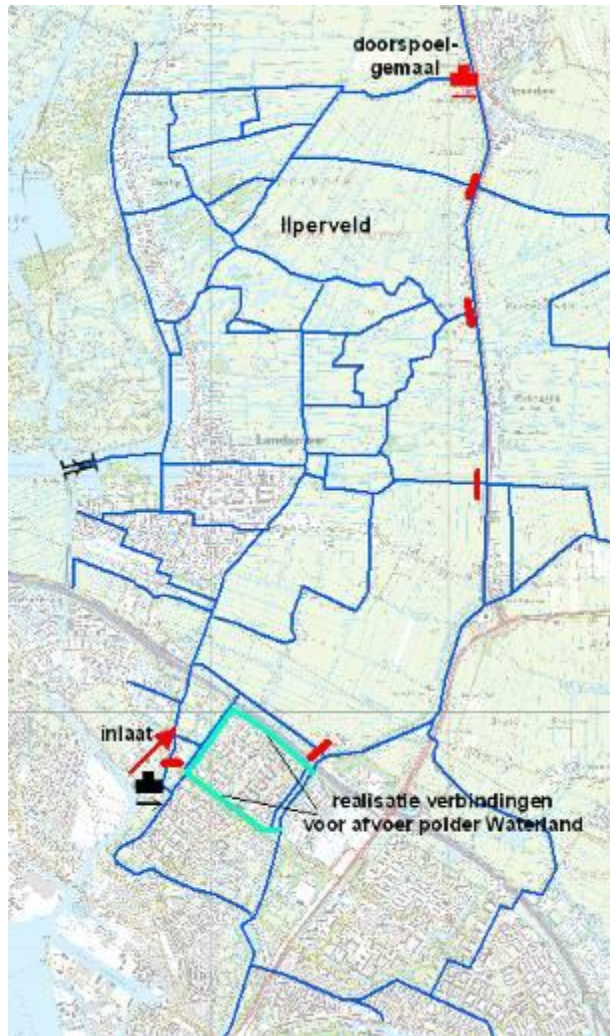
Niet alleen de inlaat van brak water is belangrijk. Ook moet ervoor gezorgd worden dat het brakke water door het hele IJperveld verspreid wordt. Het IJperveld staat in open verbinding met het Noordhollands kanaal. Het kanaal slat water uit via het zuidelijk gelegen afvoergemaal. Hierdoor heeft het ingelaten water de neiging om naar het kanaal toe te stromen in plaats van naar het noorden van het IJperveld (zie afbeelding 3.17). Om dit te voorkomen moeten de open verbindingen afgedamd worden en kan ter plaatse van de meest noordelijke verbinding een doorspoelgemaal gerealiseerd worden. Het afdammen van deze watergangen en het realiseren van een afvoergemaal zorgen er voor dat het brakke oppervlaktewater zich goed over het IJperveld verspreid (Witteveen+Bos, 2005). Daarnaast leiden deze maatregelen tot een meer geïsoleerd watersysteem, waardoor het IJperveld minder beïnvloed wordt door het watersysteem van de polder ten oosten van het Noordhollands kanaal. Wateroverschotten uit de rest van de polder stromen in deze situatie niet meer door het IJperveld stromen. Omdat de waterkwaliteit in de polder niet goed is, heeft dit mogelijk ook een positief effect op de waterkwaliteit in het IJperveld.



Afbeelding 3.17: Verbindingen Ilperveld en Noordhollands kanaal.

Figure 3.17: Connections Ilperveld and Noordhollands canal.

Afbeelding 3.18 geeft een overzicht van de te treffen maatregelen om het Ilperveld te verbrakken.



Afbeelding 3.18: Maatregelen voorgaand onderzoek.

Inlaat =

Etc.

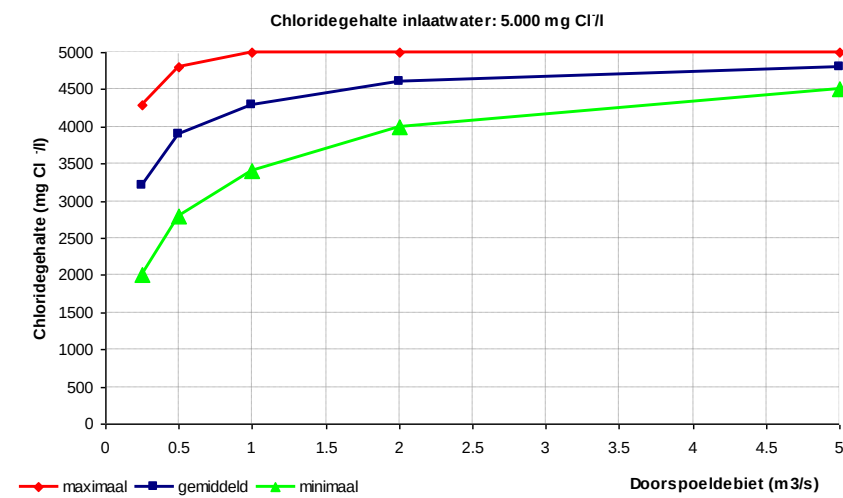
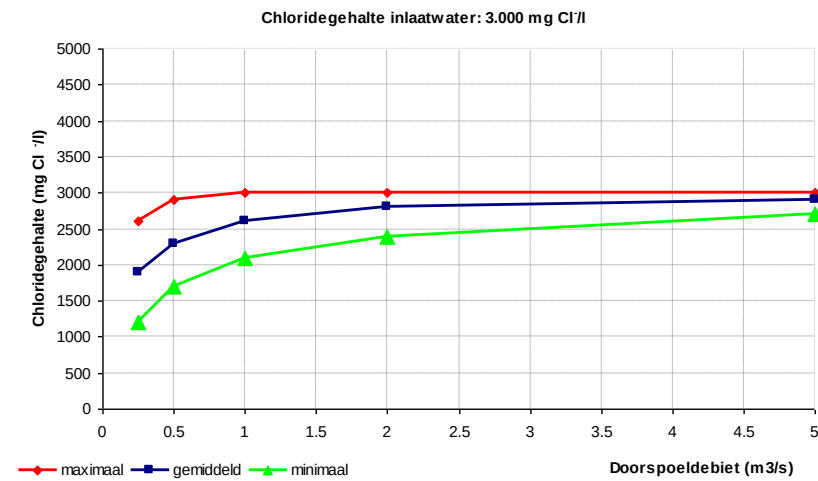
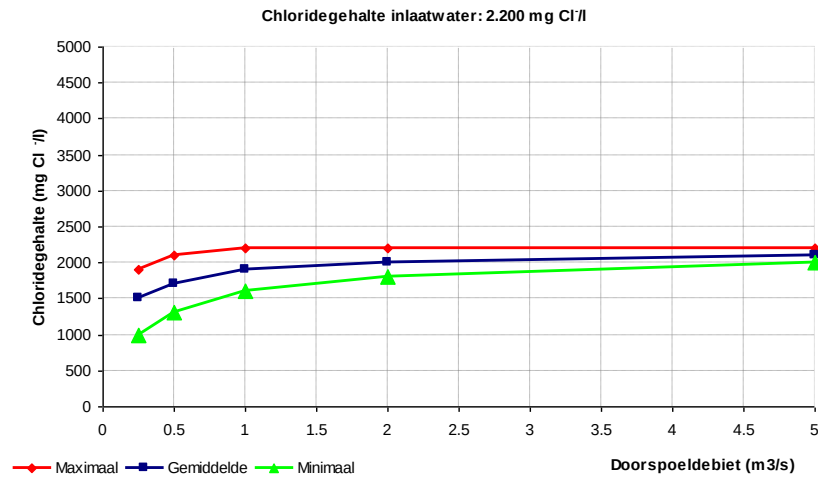
Figure 3.18: Measures previous study.

Inlet =

Etc.

Uitwerking maatregelen

Om het effect van de maatregelen op het chloridegehalte te onderzoeken is een water- en stoffenbalans voor het IJperveld opgesteld. In bijlage I zijn de uitgangspunten voor de water- en stoffenbalans beschreven. Met behulp van de water- en stoffenbalans is nagegaan welk debiet ingelaten moet worden om het IJperveld opnieuw te verbrakken. Hierbij zijn verschillende scenario's onderzocht waarbij Noordzeekanaalwater van verschillende diepten (en met een verschillende chlorideconcentratie) werden meegenomen (afbeelding 3.19).



Afbeelding 3.19: Gemiddelde chloridegehalte IJperveld bij verschillende doorspoeldebieten en chloridegehaltes.

Figure 3.19: Average chloride content IJperveld at various flow-through rates and chloride contents.

Uit de drie grafieken komt naar voren dat bij een debiet hoger dan circa 2 m³/s de gemiddelde chloridegehalte in het Ilperveld niet meer toeneemt. Alleen de minimale variant met laag chloridegehalte neemt nog toe.

Als het water uit het Noordzeekanaal boven in de waterkolom onttrokken wordt, ligt het gemiddelde chloridegehalte in het Ilperveld op circa 2.000 mg Cl⁻/l (5,6 mmol Cl⁻/l). Het Ilperveld is dan licht brak. Als op 6 m diepte het water uit het Noordzeekanaal onttrokken wordt ligt het gemiddelde chloridegehalte net onder 3.000 mg Cl⁻/l (85 mmol Cl⁻/l). Het Ilperveld is dan licht brak tot brak. Om het Ilperveld verder te verbrakken dient het oppervlaktewater op minimaal 9 m diepte onttrokken te worden.

Effect maatregelen

Met de water- en stoffenbalans is nagegaan wat de fluctuatie in het chloridegehalte zou zijn voor de periode 2006 tot en met 2010 als het Ilperveld geïsoleerd zou worden en water uit het Noordzeekanaal aangevoerd wordt met een debiet van 0,6 m³/s en een chloridegehalte van 5.000 mg Cl⁻/l (140 mmol Cl⁻/l) (afbeelding 3.20). In dit scenario is het chloridegehalte in het zomerhalfjaar het hoogst en bedraagt dan circa 4.900 mg Cl⁻/l (138 mmol Cl⁻/l). Tijdens het winterhalfjaar met groter neerslagoverschot is het chloridegehalte dan veel lager, maar nog steeds een circ 3.000 mg Cl⁻/l (85 mmol Cl⁻/l).



Afbeelding 3.20: Berekende fluctuatie chloridegehalte.

Figure 3.20: Calculated fluctuation in chloride content.

3.3.4 Synthese casus

Uit de eerder uitgevoerde studie bleek al dat het mogelijk was om het oppervlaktewater in het Ilperveld te verbrakken. Echter, destijds bleek ook dat het moeilijk was om de verbrakking tot in de haarvaten van het systeem door te laten dringen. Daarbij vielen ook de zoutgehalten die bereikt konden worden tegen. In dit project is opnieuw naar de casus van verbrakking van het Ilperveld gekeken en werden met voortschrijdend inzicht andere (globale) berekeningen gedaan. Door de aanvoer van zout oppervlaktewater uit het

Noordzeekanaal kan het chloridegehalte verhoogd worden tot ver boven de 3.000 mg Cl⁻/l (85 mmol Cl⁻/l). Uit de analyse volgt dat er dan water op een diepte van 9 m uit het Noordzeekanaal onttrokken moet worden. Door continu 0,6 m³/s water naar het IJperveld te voeren zal het chloridegehalte fluctueren tussen de 3.000 mg Cl⁻/l en 5.000 mg Cl⁻/l (85 en 140 mmol Cl⁻/l). Er is dan sprake van een brak IJperveld. Er kunnen nog hogere zoutconcentraties in het IJperveld bereikt worden indien het water op nog grotere diepte (op > 12 m diepte, 8.000-12.000 mg Cl⁻/l (250-340 mmol Cl⁻/l)) uit het Noordzeekanaal zou worden gehaald. Gezien de uitkomsten van het mesocosmos onderzoek - die pas na de modelberekeningen beschikbaar kwamen - lijkt dit het meest wenselijk. Daarbij is het afgaand op dezelfde resultaten niet nodig om continu zout water in te laten, maar volstaat naar alle waarschijnlijkheid een schoksgewijze inlaat zoals deze ook in het verleden plaatsvond (Ater, 2010).

Om de verbrakking mogelijk te maken zijn echter wel veel maatregelen nodig. Er dient een inlaatlocatie aan het Noordzeekanaal gerealiseerd te worden. Omdat de meest gunstige locatie voor de inlaatconstructie nabij het afwateringsgemaal ligt, zal het water met een persleiding naar het IJperveld gevoerd moeten worden. Daarnaast dient het IJperveld geïsoleerd te worden van de rest van de polder Waterland. Dit voorkomt dat tijdens afvoersituaties wateroverschotten uit de polder het ingelaten verzilt oppervlaktewater wegspoelen. Om het ingelaten water goed over het IJperveld te verdelen moet een doorspoelgemaal in het noorden van het IJperveld worden gerealiseerd. Het gemaal trekt als het ware het ingelaten water door het gebied.

Om de lengte van de persleiding beperkt te houden en om te voorkomen dat het ingelaten verzilt oppervlaktewater direct door het afwateringsgemaal afgevoerd zal worden, zal de hoofdwatgang die wateroverschotten van de polder naar het afwateringsgemaal een waterscheiding aangelegd moeten worden. Om de afvoer van wateroverschotten uit de polder mogelijk te maken zullen nieuwe watergangen naar het gemaal gerealiseerd moeten worden.

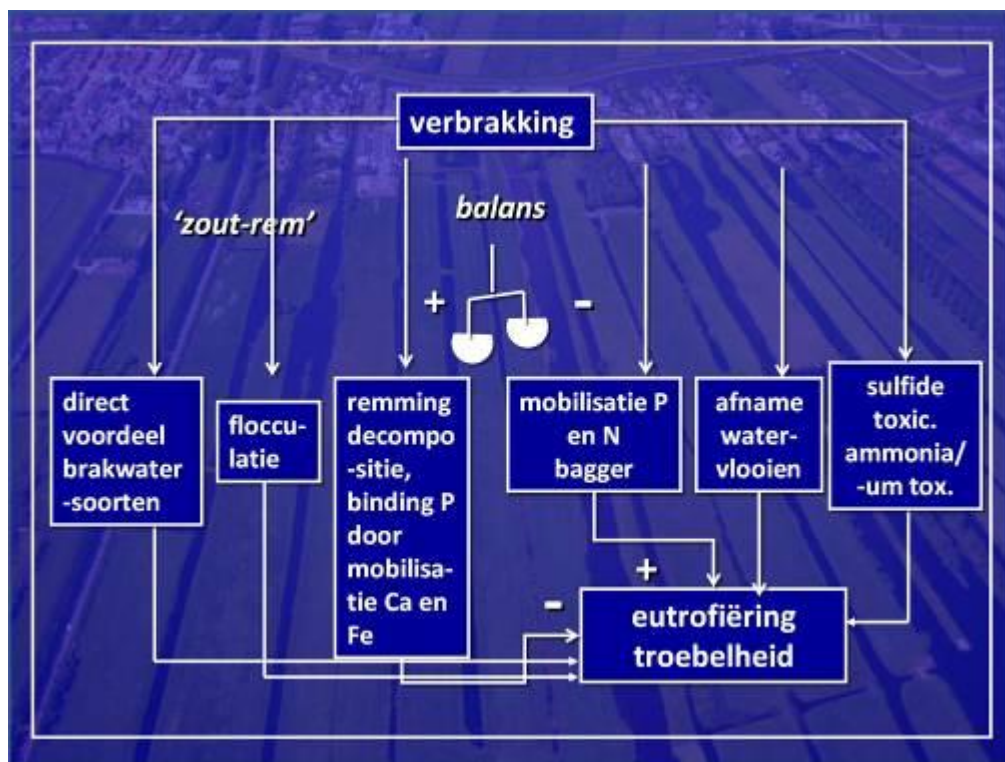
Aanbevelingen

Uit de casus IJperveld volgt dat met het realiseren van een inlaatconstructie, doorspoelgemaal en het isoleren van het gebied het mogelijk moet zijn om het IJperveld in voldoende mate te verbrakken. De volgende studies worden aanbevolen voordat het plan verder uitgewerkt zal worden:

- onderzoek naar de gevolgen van een brak IJperveld naar omliggende watersystemen;
- onderzoek naar het effect van het onttrekken van het oppervlaktewater uit het Noordzeekanaal;
- onderzoek naar de te verwachten ecologische toestand in het IJperveld bij verbrakking:
 - fluctuaties in chloridegehaltes;
 - verblijftijden;
 - nutriëntengehaltes;
- onderzoek naar de kosten voor het treffen van de maatregelen;
- onderzoek naar het functioneren van de maatregelen bij afvoersituaties.

4 Onderzoeksvragen en hypothesen

Naar aanleiding van de literatuurstudie zijn de hypothesen en onderzoeksvragen uit de offerte 'Verbrakking in het laagveen- en zeekleilandschap: van bedreiging naar kans?' verder aangescherpt (afbeelding 4.1). Uit het literatuuronderzoek blijkt dat verbrakking zowel positieve als negatieve effecten kan hebben op de waterkwaliteit (eutrofiëring, doorzicht en het ecologische functioneren van wateren). Enerzijds hebben karakteristieke brakwatersoorten voordeel omdat ze weinig hinder ondervinden van directe toxiciteit van zout, anderzijds werkt deze toxiciteit negatief uit op watervlooiën, die de belangrijkste groep algeneters vormen, waardoor de troebelheid van het water kan toenemen. Ook kan exotische macrofauna gemakkelijker gaan domineren in brak water. Situaties met wisselende zoutconcentraties (poikilohalinie) lijken toxischer voor soorten die niet aangepast zijn aan brakke milieus dan een constante zoutconcentratie. Bij bloei van de brakwateralg *Primnesium parvum* (en andere toxine verspreidende algen en blauwalgen) kan er vissterfte optreden en kan de samenstelling van de vispopulatie sterk veranderen. Ook dit kan vertroebeling in de hand werken.



Afbeelding 4.1: Schematische weergave van de effecten van verbrakking.

verbrakking	becoming brackish
'zout-rem'	'salt inhibitor'
balans	balance
+	+
-	-
direct voordeel brakwatersoorten	direct advantage for brackish water species
flocculatie	flocculation
remming decompositie, binding P door mobilisatie Ca en Fe	inhibiting decomposition, binding P through mobilising Ca and Fe
mobilisatie P en N bagger	mobilising P and N dredging
afname watervlooien	water flea decrease
sulfide toxic. ammonia/-um tox.	sulphide toxic. ammonia/-um tox.
eutrofiëring troebelheid	eutrophication turbidity
+	+
-	-

Translation Figure 4.1: Schematic representation of the effects of becoming brackish.

Chemisch kunnen er via de waterbodem verschillende processen optreden die ervoor kunnen zorgen dat nutriënten vrijkomen of juist worden vastgelegd. Enerzijds kan verbrakking –mogelijk voornamelijk bij poikilohalinie of zoutshokken- leiden tot remming van de decompositie van organische stof, waardoor er minder nutriënten vrijkomen. Ook kan fosfaat beter worden vastgelegd doordat er meer calciumionen vrijkomen van het adsorptiecomplex. Onder anaërobe omstandigheden komt tevens een sterkere binding aan ijzerionen voor onder brakke omstandigheden, door vrijkomen van ijzer van het adsorptiecomplex en een lagere oplosbaarheid van ijzer(II)fosfaten. Kleideeltjes plakken onder brakke omstandigheden beter aan elkaar (flocculatie), waarbij ze bezinken en het water helderder wordt. Aan de andere kant zouden er ook juist meer nutriënten vrij kunnen komen uit de bodem. Het sulfaat dat aan de bodem zit, kan worden gereduceerd tot sulfide, dat sterk aan ijzer bindt, waardoor er ijzergebonden fosfaat vrijkomt. Ammonium kan door de verhoogde ionconcentraties ook van het adsorptiecomplex verdrongen worden, waardoor het beschikbaar komt. Sulfide, ammonium en ammonia kunnen toxisch zijn voor planten en dieren.

Naast de interne eutrofiëring is bij verbrakking natuurlijk ook externe eutrofiëring van belang. Als er verbrakt wordt met nutriëntenrijk water, zal de uitwerking op de ecologische toestand waarschijnlijk minder positief zijn, mogelijk afhankelijk van de zoutconcentratie.

Uit de eerste fase van literatuuronderzoek bleek dat er al veel bekend was over effecten van verbrakking. Indien mogelijk zijn onderzoeksvragen in fase 1 beantwoord door het monteren van bestaande kennis. Als onderzoeksvragen niet met bestaande kennis beantwoord konden worden, zijn er aanvullende veldmetingen of experimenteel onderzoek verricht. De focus van het onderzoek lag op de effecten van verbrakking op biogeochemische processen en de gevolgen hiervan op de flora en fauna en het functioneren van het ecosysteem. In fase 2 van dit onderzoek hebben we ons gericht op de onderstaande onderzoeksvragen.

- 1.1 Wat zijn de effecten van verbrakking (tot in mesohalinen bereik) op de biogeochemie en het voedselweb?
- 1.2 Welke effecten heeft verbrakking op biogeochemische processen in waterbodem en oppervlaktewater en welke invloed kan dit hebben op het ecosysteem?
 - 1.2.1 Wat zijn de effecten van verbrakking op de microbiologische afbraak van de bodem?
 - 1.2.2 Wordt de microbiologische afbraak van organische stof langdurig geremd bij verbrakking of is dit slechts een tijdelijk proces dat wordt

- opgeheven zodra de populatie van micro-organismen zich heeft aangepast aan een brak milieu?
- 1.2.3 Wat zijn de effecten van verbrakking op de nutriëntencycli in aquatische ecosystemen (vastlegging of vrijkomen van nutriënten)?
 - 1.2.4 Wat is het effect van verbrakking op de biologische beschikbaarheid van fosfor via het vrijkomen van calcium en ijzer en de eventuele vorming van sulfide?
 - 1.2.5 Wat is het effect van verbrakking op de productie van sulfide en ammonia waardoor sulfide- en ammonium-/ammoniatoxiciteit kan ontstaan?
 - 1.3 Heeft een constant brak milieu dezelfde effecten op biogeochemische processen als een milieu met een fluctuerende zoutconcentratie (poikilohalinie)?
 - 1.4 Welke invloed heeft verbrakking op de helderheid (zowel zwevend stof als algen) van het oppervlaktewater en vanaf welke concentratie zijn er effecten te verwachten?
 - 1.5 Wat is de invloed van verbrakking op biogeochemie, vegetatie en het voedselweb in combinatie met voedselrijk water?
- 2 Wat zijn de hydrologisch technische mogelijkheden om verbrakking toe te passen in Nederland?
 - 2.1 In welke gebieden in Nederland is natuurlijke verbrakking te verwachten?
 - 2.2 In welke gebieden in Nederland is verbrakking ten bate van natuurontwikkeling mogelijk vanuit een technisch oogpunt?
 - 2.3 Welke hydrologische maatregelen lenen zich voor technische verbrakkingsmaatregelen?

5 Onderzoeksopzet

5.1 Inleiding

Om de effecten van verbrakking op biogeochemische processen in water en bodem te onderzoeken, zijn enkele experimenten opgezet. Het doel was om de effecten van verbrakking op meerdere schaalniveaus te onderzoeken, in aquaria in het laboratorium, in enclosures in het veld en in sloten en percelen op landschapsschaal. Het bleek niet eenvoudig om een locatie te vinden waar verbrakkingsexperimenten op veldschaal konden worden uitgevoerd. Dit heeft mede te maken met het feit dat verbrakking een gevoelig thema is bij landgebruikers, beleidsmakers en de natuurbeherende organisaties. Voor het opzetten en uitvoeren van een kleinschaliger veldexperiment met afgesloten enclosures werd uiteindelijk een locatie gevonden in het IJperveld, dat wordt beheerd door het Noord-Hollands Landschap. Het IJperveld is een voormalig brak veengebied en is dan ook een geschikte locatie om de effecten van verbrakking te onderzoeken.

5.2 Doorstroomexperiment

Experimentopzet

Om de effecten van verbrakking op laboratoriumschaal te onderzoeken is er een doorstroomexperiment opgezet in aquaria. In dit experiment zijn twee bodemtypen (een laagveenbodem en een zeekleibodem) gebruikt die werden blootgesteld aan verschillende behandelingen. Hiervoor is veenbodem (slib en onderliggend intact veen) uit het IJperveld (Noord-Holland, 52°26'15.90 - 4°56'19.06) verzameld en zeekleibodem (slib+onderliggende klei) uit een plas bij Lalleweer (Groningen, 53°16'28.50 - 6°59'43.02) (tabel 5.1). De veenbodem in de aquaria was opgebouwd uit een laag (6 cm dik) intact veen (verzameld onder de in het veld aanwezig sliblaag) met daarboven op een laag (6 cm dik) sterk weinig slib. Gedetailleerdere informatie over het IJperveld wordt gegeven in paragraaf 5.3. Voor de kleibodem werd zowel de sliblaag als de kleibodem uit het veld meegenomen. Deze lagen werden gemengd voor het experiment. De plas bij Lalleweer is 15 jaar geleden in de zeekleibodem gegraven en ligt ten zuidoosten van Delfzijl. De plas is in eigendom van Staatsbosbeheer en is gegraven ten behoeve van natuurontwikkeling.

Tabel 5.1: Bodemeigenschappen, concentraties in mmol · g DW⁻¹.

Table 5.1: Soil properties, concentrations in mmol · g DW⁻¹.

	organisch stof (%)	Na	Ca	K	Fe	P	S
Veenbodem (slib)	50	107	391	39	225	27	678
Veenbodem (veen)	91	178	269	13	23	8	373
Zeekleibodem	10	7	117	46	272	19	43

	organisch stof (%)	Na	Ca	K	Fe	P	S
Fen (silt)	50	107	391	39	225	27	678
Fen (peat)	91	178	269	13	23	8	373
Marine clay	10	7	117	46	272	19	43

De aquaria zijn tot halverwege onderkant-afvoeropening gevuld met bodem (12 cm hoog, 7,8 dm³) en vanaf het bodemoppervlak tot de afvoeropening gevuld met water (12 cm hoog, 7,8 L) (afbeelding 5.1). De waterlaag bestond uit een zoete en een brakke behandeling (zie tabel 5.2 voor details) met een constante doorstroomsnelheid van 1,11 L · dag⁻¹. Hierbij werd het water in de aquaria 2x per week ververs.

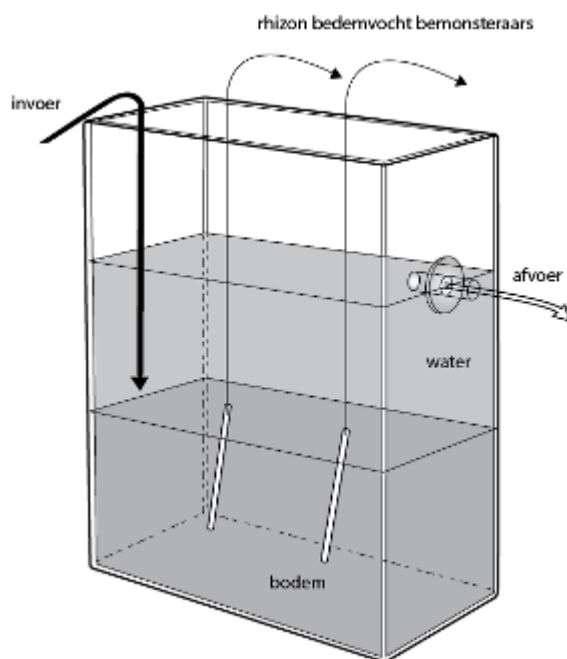
Tabel 5.2: Chemische samenstelling van behandelingen doorstroomexperiment.

Table 5.2: Chemical composition of flow-through experiment treatments.

	Zoet	Brak	Zoet/Brak-fluctuatie	
			Zoet	Brak
	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)
	Constant	Constant	1 mnd	2 wk
Cl ⁻	10 (350)	70 (2500)	10 (350)	70 (2500)
Na ⁺	8 (185)	63 (1500)	8 (185)	63 (1500)
Ca ²⁺	1,5 (60)	3 (120)	1,5 (60)	3 (120)
HCO ₃ ⁻	3 (185)	3 (185)	3 (185)	3 (185)
SO ₄ ²⁻	1 (95)	4 (380)	1 (95)	4 (380)

	Fresh	Brak	Fresh/Brak fluctuation	
			Fresh	Brak
	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)
	Constant	Constant	1 mnd	2 wk
Cl ⁻	10 (350)	70 (2500)	10 (350)	70 (2500)
Na ⁺	8 (185)	63 (1500)	8 (185)	63 (1500)
Ca ²⁺	1,5 (60)	3 (120)	1,5 (60)	3 (120)
HCO ₃ ⁻	3 (185)	3 (185)	3 (185)	3 (185)
SO ₄ ²⁻	1 (95)	4 (380)	1 (95)	4 (380)

Het watermedium werd via slangetjes aangevoerd met pompen (Masterflex) vanuit 60 L voorraadvaten (afbeelding 5.2). Het water werd net boven het bodemoppervlak ingepompt (afbeelding 5.1). Het overtollige water kon afstromen door een afvoeropening en werd via een slangetje afgevoerd naar een emmer (één emmer per aquarium). In elke aquarium werden twee rhizons (SMS 5cm; Eijkelpark Agrisearch Equipement, Nederland) aangebracht in de bodem. Via deze rhizons kon poriewater worden bemonsterd uit de waterbodems.



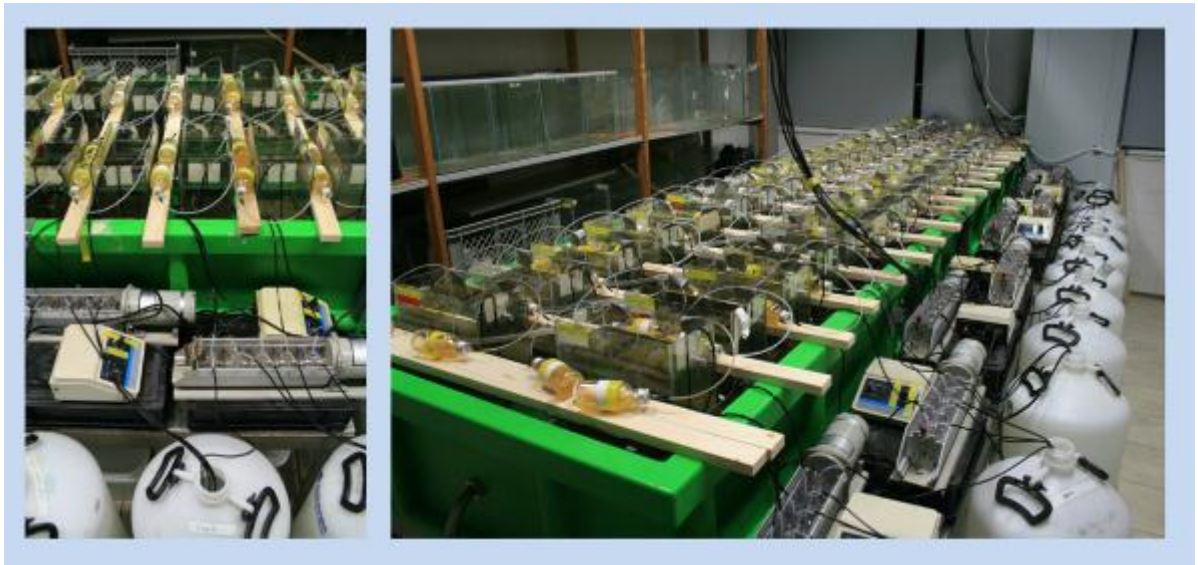
Afbeelding 5.1: Schematische weergave van aquarium, naar Lidwien van der Horst.

Figure 5.1: Schematic representation of aquarium, according to Lidwien van der Horst.

Voor beide bodemtypen zijn drie verschillende behandelingen uitgevoerd te weten:

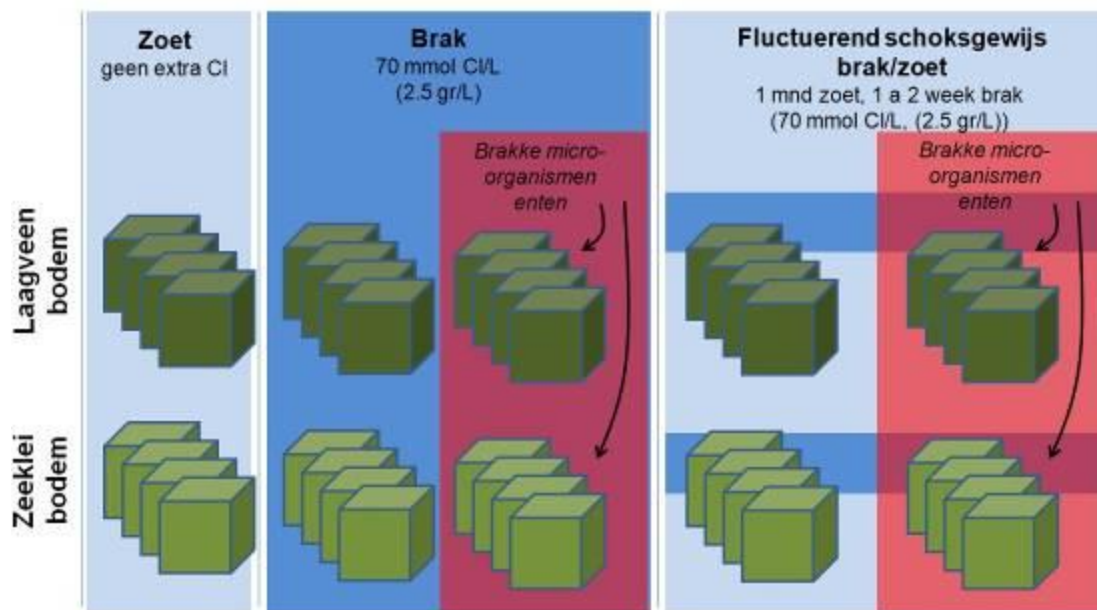
1. een behandeling waarbij constant zoet water werd doorgepompt;
2. een behandeling waarbij constant brak water werd doorgepompt en;
3. een behandeling waarbij afwisselend zoet en brak water werd doorgepompt (zoet-/brakwater-fluctuatie).

Bij de fluctuatiebehandeling werd afwisselend één maand zoet water en twee weken brak water doorgepompt (de derde brakwaterperiode heeft door een fout 1 maand i.p.v. 2 weken geduurd) (afbeelding 5.3 en tabel 5.2). Elke behandeling had 4 replica's. Om te onderzoeken wat de langere termijneffecten van verbrakking zijn (als de micro-organismengemeenschap uit een zoet milieu zich heeft aangepast aan een zouter milieu) zijn er behandelingen ingezet waarbij bodems zijn gezet met bodem uit een brak milieu (5% brakke bodem ent op 95% zoete bodem (% op basis van nat volume). Deze entbodem bestond uit een mengsel van bodems uit twee sloten op Tholen, Zeeland, (51°33'35.87 - 4°08'49,26) en (51°31'56.05 - 4° 06'31.25).



Afbeelding 5.2: Experimentopzet doorstroomexperiment. Rechts in de rechter afbeelding de voorraadvaten gekoppeld aan de pompen. En links in de rechter afbeelding de aquaria.

Figure 5.2: Flow-through experiment equipment. The storage vats are linked to the pumps at the right of the right-hand picture; on the left, the aquariums.



Afbeelding 5.3: Schematische weergave van de experimentopzet en de behandelingen.

Figure 5.3: Schematic representation of the experiment and the treatments.

De aquaria stonden in een waterbad van 15 °C in een permanent donkere klimaatruimte. Het experiment werd in het donker uitgevoerd om algengroei in de aquaria te voorkomen. Na het inzetten van het experiment heeft het water één maand stilgestaan waarna de pompen zijn aangezet, vervolgens is er zes maanden doorgestroomd ($1,11 \text{ L} \cdot \text{dag}^{-1}$) waarna het experiment na wederom één maand stilstand is beëindigd.

Bemonstering

Water en bodemporiewater

Gedurende de experimentele periode van zeven maanden is tweewekelijks de waterlaag en het poriewater in de bodem bemonsterd. Het poriewater werd verzameld door vacuüm flesjes aan de rhizons (bodemporiewaterbemonsteraars) te bevestigen. Per aquarium werden twee rhizons bemonsterd om het heterogeniteiteffect van de bodem te verkleinen. Deze monsters werden samengevoegd voor de analyse. Voor details over de chemische analyses wordt verwezen naar bijlage II. Via de rhizons zijn aanvullende bodemporiewatermonsters genomen om de concentraties van sulfide en methaan te analyseren. De turbiditeit is bepaald met een WTW turb550 turbiditeitsmeter.

Gasemissies

Door het plaatsen van trechters (diameter 11 cm, 0,25 dm³ inhoud) op de waterspiegel is in een tijdreeks (24 uur) de vanuit de aquaria geëmitteerde kooldioxide (CO₂) en methaan (CH₄) opgevangen en geanalyseerd. Deze gasemissiemetingen zijn onder de in de experimentruimte aanwezige condities verricht (donker en 15 °C).

Bodemanalyses

Aan het begin en aan het eind van het experiment zijn bodemmonsters verzameld en geanalyseerd om de totaal-P, totaal-Ca (en totaal Na, K, S, Mg, Fe, Al, Mn, Zn) concentraties van de bodem te bepalen. Dit gebeurde door een ontsluiting met salpeterzuur en peroxide (zie bijlage II voor details van de bodemanalyses). Daarnaast is er aan het eind van het experiment een strontiumchlorideextractie uitgevoerd om de concentraties te meten van de aan het bodemadsorbtiecomplex gebonden ionen. Deze parameters geven een maat voor de buffering van de bodem. Ook de plantbeschikbare ammonium- en nitraatconcentraties van de bodem kunnen aan de hand van het extract worden bepaald (zie voor verdere details bijlage II).

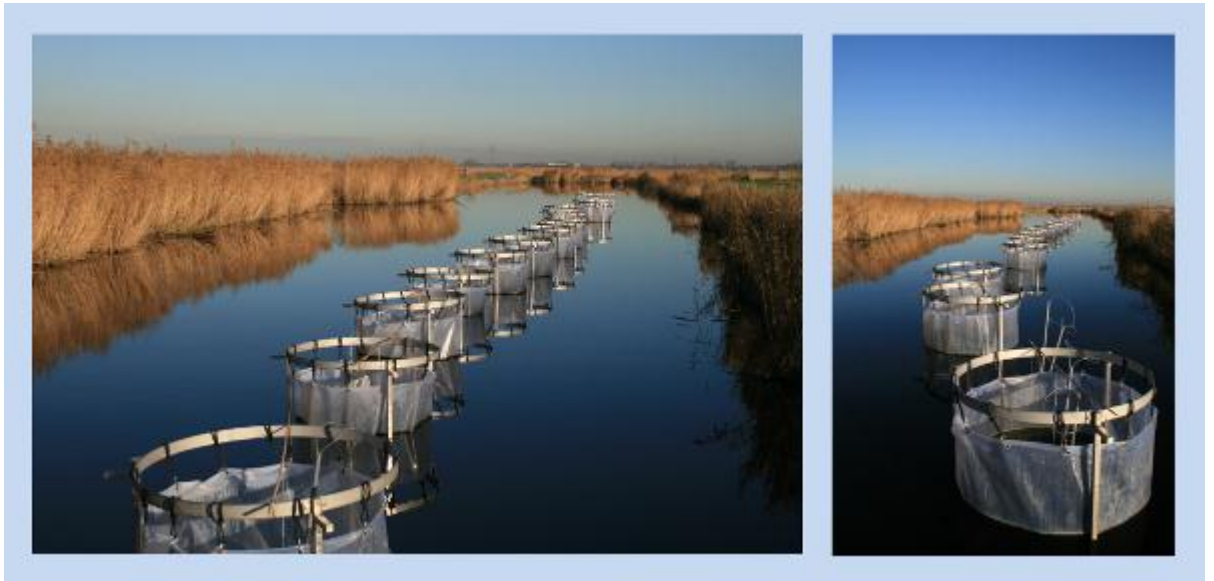
Tijdens de laatste bemonstering zijn er in elk aquarium bodemmonsters genomen en anaeroob geïncubeerd. De anaerobe incubatie is uitgevoerd bij 20 °C in kleine luchtdicht afgesloten glazen flesjes. Na het inbrengen van 10 ml bodem en 3 ml demiwater zijn de flesjes afgesloten en is de gasfase in de flesjes vijf minuten doorgespoeld met stikstofgas om de gasfase anaeroob te maken. Vervolgens is de productie van CO₂ en CH₄ in de gasfase van het flesje in de tijd gemeten. Dit geeft een indruk van de anaerobe afbraaksnelheid van de verschillende bodems.

5.3 Enclosure-experiment

Proefopzet

Om de effecten van verbrakking op veldschaal en onder veldcondities te onderzoeken is er een enclosure-experiment opgezet in juni 2010. Hiervoor zijn 24 enclosures (zie afbeelding 5.4) geplaatst in het voormalig brakke veengebied Ilperveld. De enclosures zijn gemaakt door een buisvormige zak van PVC aan een RVS frame te bevestigen. Aan de onderzijde was de zak verstevigd met een stalen ring, die in de bodem gedrukt kon worden. De flexibele PVC zak stak boven het wateroppervlak uit en was bovenaan bevestigd aan het frame. Hierdoor is er een kleine hoeveelheid oppervlaktewater en waterbodem afgesloten van de omgeving. Het afgesloten deel bleef wel in open contact met de atmosfeer en de onderliggende bodem.

Door de flexibiliteit en doorzichtigheid van de PVC buis werden de lichtinval en waterbeweging relatief weinig beïnvloed.

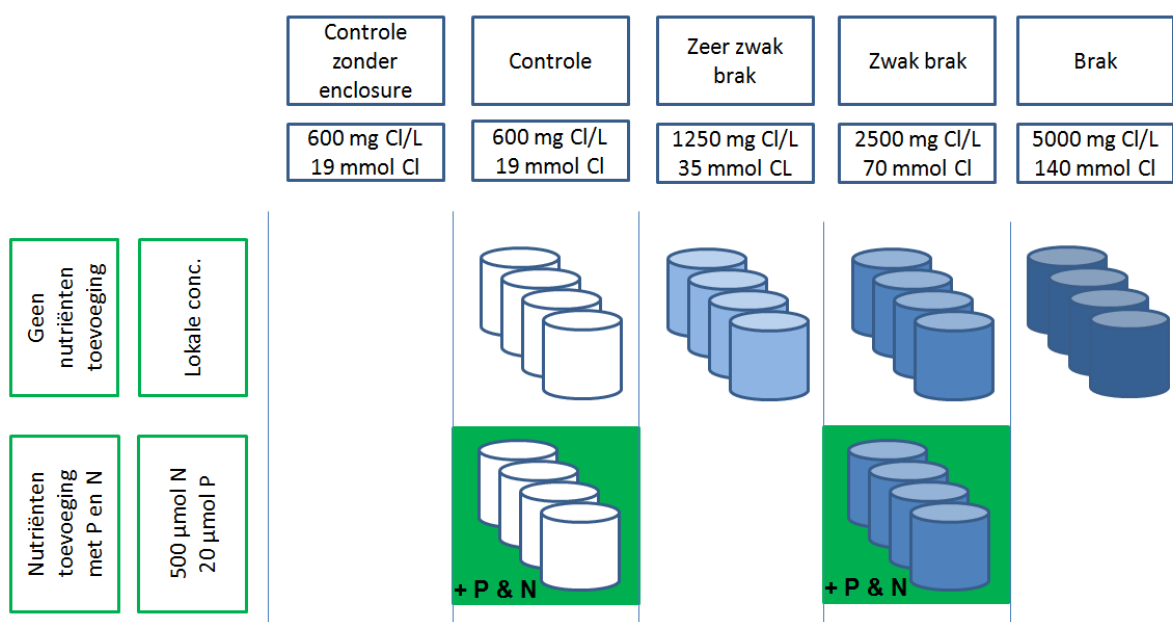


Afbeelding 5.4: Experimentopzet in het Ilperveld.

Figure 5.4: Experiment setup in Ilperveld.

In de enclosures werden de volgende behandelingen willekeurig verdeeld ingezet:

1. **controle** in enclosure, hieraan werden geen zouten toegevoegd;
2. **zeer zwak brak**, hieraan werd zeezout toegevoegd tot een chloride concentratie van 1250 mg/L;
3. **zwak brak**, hieraan werd zeezout toegevoegd tot een chloride concentratie van 2500 mg/L;
4. **brak**, hieraan werd zeezout toegevoegd tot een chloride concentratie van 5000 mg/L; controle met extra P en N en een zwak brak behandeling met extra P en N (zie afbeelding 5.5).
5. Daarnaast werden monster genomen in de watergang buiten de enclosures: **controle zonder enclosure**.



Afbeelding 5.5: Schematische weergave van de experimentele opzet.

Figure 5.5: Schematic representation of the experiment setup.

Tabel 5.3: Concentraties van de toegevoegde elementen in de verschillende behandelingen.

Table 5.3: Concentrations of the elements added in the various treatments.

	Controle (zonder enclosure)	Controle	Controle (+N&P)	Zeer zwak brak	Zwak brak	Zwak brak (+N&P)	Brak
	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)	mmol · L ⁻¹ (mg · L ⁻¹)
Cl ⁻	19 (600)	19 (600)	19 (600)	35 (1250)	70 (2500)	70 (2500)	140 (5000)
Na ⁺	16 (367)	16 (367)	16 (367)	32 (735)	64 (1471)	64 (1471)	128 (3000)
S _{tot}	1,3 (42)	1,3 (42)	1,3 (42)	2,5 (80)	5 (160)	5 (160)	10 (320)
Ca ²⁺	1,5 (60)	1,5 (60)	1,5 (60)	2 (80)	4 (160)	4 (160)	8 (320)
HCO ₃ ⁻	3 (183)	3 (183)	3 (183)	3 (183)	3 (183)	3 (183)	3 (183)
NH ₄ ⁺			0,3 (5,4)			0,3 (5,4)	
PO ₄ ³⁻			0,025 (2,4)			0,025 (2,4)	

In juni 2010 is het experiment ingezet en zijn zout en nutriënten toegevoegd. Het zeezout is toegevoegd door de gewenste hoeveelheid zeezout op te lossen in het water van de enclosures. De nutriënten zijn toegevoegd door NH₄NO₃ en NaH₂PO₄·H₂O in opgeloste vorm aan de enclosures toe te dienen. De extra nutriënten zijn toegevoegd om te effecten van verbrakking met nutriëntenrijk water te kunnen vergelijken met de effecten van verbrakking met nutriëntenarm water.

Vervolgens werd het experiment maandelijks bemonsterd. Vanaf december 2010 is de zoutconcentratie op peil gehouden en is er om de 14 dagen geroerd om stratificatie (wat gedurende het eerste half jaar van het

experiment duidelijk zichtbaar optrad) van zoet regenwater op brak oppervlaktewater te voorkomen.

Bemonstering

Oppervlaktewater

Tijdens de maandelijkse bemonstering is het oppervlaktewater in de cilinders op 10-15 cm onder het oppervlak bemonsterd en zijn er pH-, EGV-, redox- en zuurstofmetingen gedaan op 10 en 50 cm diepte. Het oppervlaktewater werd steeds verzameld op 15 cm diepte in een 1 L polyethyleen pot. De monsters zijn koel en donker bewaard en vervoerd naar het laboratorium. Aan de monsters werden chemische analyses verricht in het lab en is tevens een chlorofyl-a- en turbiditeitsbepaling gedaan.

Voor de chlorofyl-a analyse is 0,5 L gemengd monster met een vacuümpomp door glass microfiber filter (0,45 µm) gefiltreerd. De filters met hierop de gefilterde deeltjes zijn in de vriezer (donker) bewaard bij -20°C. Gedurende de start van het experiment in de zomer van 2010 bleek er naast groei van zwevende algen ook algengroei op te treden aan de wand van de enclosures. Om verschillen in groei van deze algen tussen de behandelingen te kunnen kwantificeren zijn glasplaatjes (10x10 cm) onder het wateroppervlak opgehangen in de enclosures. Maandelijks zijn de glasplaatjes vervangen en is de algengroei van het glas geschraapt en gefiltreerd (met glass microfiber filter). De monsters zijn op dezelfde wijze geconserveerd en bewaard tot analyse als de chlorofyl-a monsters van het oppervlaktewater. Om het chlorofyl-a gehalte van het filtraat te bepalen zijn de filters 24h onder 4°C geschud in ethanol (95% zuiver). Het hieruit verkregen extract is met een spectrofotometer gemeten op drie golflengtes (470 nm, 649 nm, 665 nm) en indien nodig verdund met ethanol (95% zuiver). Na de analyse is het drooggewicht van het filtraat bepaald. De turbiditeit is bepaald met een WTW turb550 turbiditeitsmeter.

Stratificatie

Gedurende het eerste halfjaar van het experiment bleek er zoutstratificatie op te treden in de enclosures met brakke behandelingen. Deze zoetwaterlens is ook duidelijk terug te zien in de chemische analyses van het oppervlaktewater (bovenin de enclosures genomen) voor de elementen Na, Ca, K, Mg, S en Cl (afbeelding 6.12). Het ontstaan van de zoetwaterlenzen was mogelijk door de beschutting van de enclosures. In een veldsituatie zou dit ook kunnen gebeuren in kleine, beschut liggende sloten waar weinig windwerking en stroming is. In meer geëxponeerde wateren, met meer golfslag, windwerking en/of stroming, zal zoutstratificatie in het oppervlaktewater waarschijnlijk niet snel voorkomen. In het tweede deel (startend vanaf de winter 2010/2011) van het experiment hebben we daarom een situatie zonder stratificatie nagebootst. Om dit te bereiken is begin 2011 extra zeezout en nutriënten toegevoegd, waarna vervolgens om de 14 dagen de waterlaag gemengd is om de vorming van een zoetwaterlens te voorkomen (afbeelding 6.12).

Bodemporiewater

Het poriewater van de sliblaag en waterbodem zijn bemonsterd met poreuze cups (PVC pijp met onderaan een cup van keramiek waarmee via een slangetje onder zuurstofloze omstandigheden een gefilterd monster verzameld kan worden). Per enclosure is er één lysimeter in de bovenste 5 cm van de sliblaag geplaatst en één op 15 cm diepte in de waterbodem. Via vacuüm flesjes en spuiten zijn de lysimeters maandelijks bemonsterd. Voor de uiteindelijke bemonstering werd de lysimeter eerst gespoeld met het eerst onttrokken porievocht. Na het spoelen is een 12 ml vacuüm flesje, met 0,5 ml 0,1 HCl (1M) oplossing, voor de helft gevuld om in de gasfase methaan te

meten. Vervolgens is er in een injectiespuit via een spuit na 1x spoelen 50 ml bodemporiewater verzameld. Van deze 50 ml is in het veld 10,5 ml geconserveerd met een sulfide anti-oxidant buffer voor de bepaling van sulfide in het bodemporiewater. De rest van het bodemporiewater is anaeroob naar het lab vervoerd en daar geanalyseerd op pH, alkaliniteit en totaal anorganisch koolstof. Verder zijn er submonsters geconserveerd voor elementanalyses op ICP-AES en Auto Analyser (zie bijlage II voor details).

5.4 Vergelijkingsonderzoek in veenmosrietlanden

Veenmosrietlanden zijn als habitattype (H7140_B) aangewezen en hebben in Nederland hun zwaartepunt qua voorkomen. Veenmosrietlanden vormen een habitat waarin veel zeldzame en bedreigde plant- en diersoorten voorkomen. Veenmosrietlanden komen zowel in zoete laagvenen, als in (voormalige) brakwatergebieden voor. Ondanks dat veenmossen direct contact met brak water slecht verdragen, lijkt het erop dat de ontwikkeling van veenmosrietlanden juist sneller verloopt in brakwatergebieden dan in gebieden met zoet water (Westhoff *et al.* 1971). Om de kansen en bedreigingen van verbrakking voor veenmosrietlanden te onderzoeken is in 2011 een onderzoek opgestart naar de verschillen in functioneren van veenmosrietlanden binnen een zoet-brak gradiënt. In vier veenmosrietlanden in Noord-Holland is de chemie langs een dieptegradiënt geanalyseerd om verschillen in bodemwaterchemie te achterhalen. Het IJperveld is een veengebied met een sterk brakke historie. In dit gebied zijn dan ook grote contrasten aanwezig in zoutconcentraties in verschillende veenmosrietlanden. Binnen het IJperveld zijn er drie veenmosrietlanden bemonsterd (geselecteerd op basis van een verkenningsronde waarbij met EGV metingen in de bodem veenmosrietlanden met verschillende chlorideconcentraties zijn uitgezocht (afbeelding 5.6)). Eind 2011 zijn er nog extra metingen verricht in een brak veenmosrietland nabij Nauerna, in het Zuiderveen (afbeelding 5.6). Op deze vier locaties is de bodemwaterchemie geanalyseerd via lysimeters in een dieptegradiënt (5, 25, 50, 75, 100, 150 en 200 cm). Via de lysimeters is op meerdere momenten in het jaar poriewater uit de verzameld en geanalyseerd op pH, alkaliniteit, totaal anorganisch koolstof, sulfide, methaan en verder zijn er submonsters geconserveerd voor elementanalyses op ICP-AES en Auto Analyser (zie bijlage II voor details).



Afbeelding 5.6: Bemonsterde veenmosrietlanden in het IJperveld (links) van zoet naar brak, 'Derde Bos', 'Land zonder end' en 'de Vlindertuin' en een brak veenmosrietland nabij Nauerna ('Zuiderveen', rechts). Derde Bos (52°27'13.15 - 4°55'46.42), Land Zonder End (52°26'40.10 - 4°55'27.40), Vlindertuin (52°26'43.91 - 4°56'43.91), Zuiderveen (52°26'24.89 - 4°44'11.95).

Figure 5.6: Sampled sphagnum reedbeds in IJperveld (left) from fresh to brak, 'Derde Bos', 'Land zonder end' and 'de Vlindertuin' and a brackish sphagnum reedbed near Nauerna ('Zuiderveen', right). Derde Bos (52°27'13.15 - 4°55'46.42), Land Zonder End (52°26'40.10 - 4°55'27.40), Vlindertuin (52°26'43.91 - 4°56'43.91), Zuiderveen (52°26'24.89 - 4°44'11.95).

5.5 Statistiek

Doorstroomexperiment verbrakking

Voor de statistische analyse is gebruik gemaakt van SPSS (IBM SPSS Statistics, version 19). De waterchemie en bodem poriewaterchemie resultaten van het doorstroomexperiment zijn getest voor de periode tijdens stroming (t=4 t/m t=15). De resultaten zijn statistische getest met Linear Mixed models, met behandeling en replica als factor en tijd als co-factor. Alvorens statistische analyses uit te voeren zijn de data log getransformeerd. Via een statistische uitschieter test (outlier test in One-Way ANOVA, SPSS) zijn de eventuele uitschieters verwijderd. Resultaten van bodemanalyses, gasemissie metingen en bodemincubaties zijn na logtransformatie geanalyseerd met een One-Way ANOVA en een Post-Hoc LSD test.

Enclosure-experiment

Voor de statistische analyse is gebruik gemaakt van SPSS (IBM SPSS Statistics, version 19). De gegevens van het oppervlaktewater zijn in twee sets getest, t0 t/m t9 (periode zonder roeren) en t10-t16 (periode met roeren). De poriewater resultaten zijn als gehele set t 1-t16 geanalyseerd. De resultaten zijn statistische getest met Linear Mixed models, met behandeling en replica als factor en tijd als co-factor. Alvorens statistische analyses uit te voeren zijn de data log getransformeerd. Via een statistische uitschietertest zijn de eventuele uitschieters verwijderd.

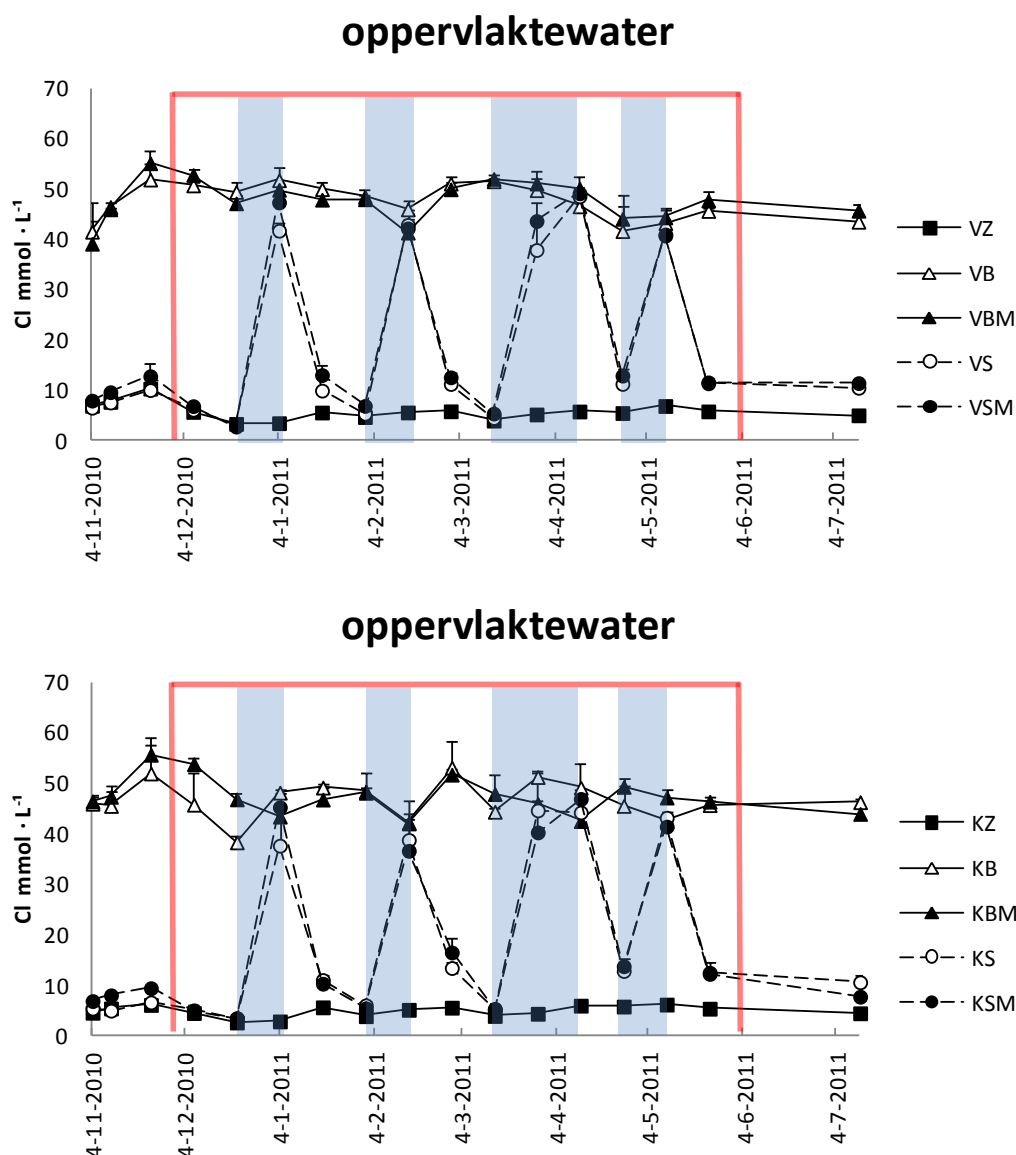
6 Resultaten

6.1 Doorstroomexperiment

In dit hoofdstuk worden de effecten van verbrakking op chemische processen in water en bodem in veen en klei beschreven.

6.1.1 Effecten op waterkwaliteit

De waterkwaliteit in de aquaria in het doorstroomexperiment volgde de kwaliteit van het doorstroommedium. De zoetwaterbehandeling bleef constant zoet ($5 \text{ mmol Cl} \cdot \text{L}^{-1}$, $180 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$), de brakwaterbehandeling bleef constant brak ($50 \text{ mmol Cl} \cdot \text{L}^{-1}$, $1800 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$) en de fluctuerende zoet/brak-behandeling was afwisselend één maand zoet ($5 \text{ mmol Cl} \cdot \text{L}^{-1}$, $180 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$) en twee weken brak ($50 \text{ mmol Cl} \cdot \text{L}^{-1}$, $1800 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$) (afbeelding 6.1). De chemische samenstelling van het oppervlaktewater in de aquaria met een fluctuerende zoet/brak-behandeling kwamen binnen deze periode ook op dezelfde concentratie als de brakke, respectievelijk de zoete behandeling (zie afbeelding 6.1). Afbeelding 6.1 geeft de gemiddelde chlorideconcentratie weer in de verschillende behandelingen. Het rode kader duidt de periode aan waarin de pompen aanstonden en het behandelingsmedium door de aquaria stroomde, in tegenstelling tot de start- en eindfase van het experiment waarin de pompen uit stonden. In het rode kader in afbeelding 6.1 is de fluctuerende zoet/brak-behandeling aangegeven met de witte (zoet) en lichtblauwe (brak) balken.

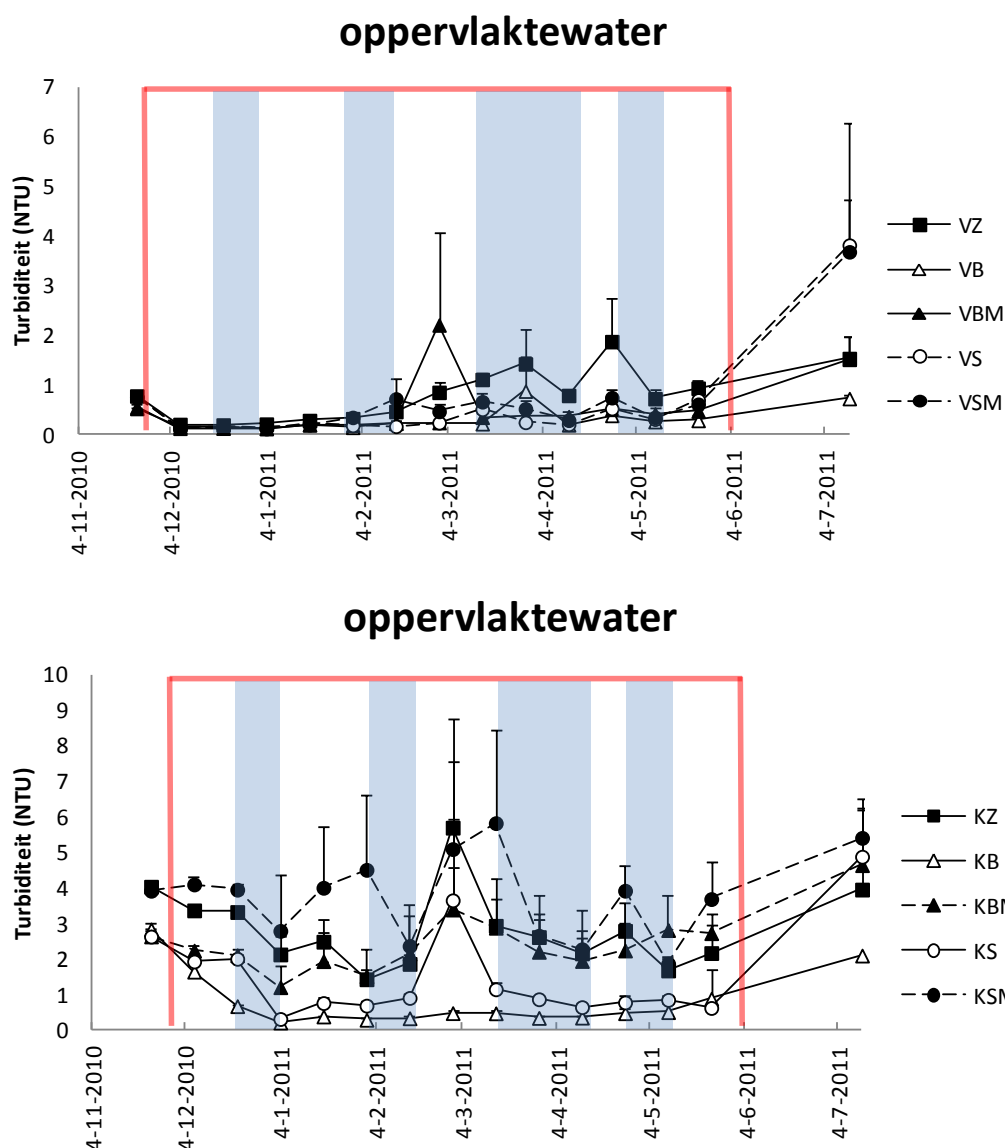


Afbeelding 6.1: Chlorideconcentratie in het oppervlaktewater boven de veen- (boven) en kleibodem (onder) (+SEM). In de legenda van de grafieken zijn de verschillende behandelingen als volgt aangegeven; V staat voor veen en K voor klei. VZ & KZ zijn de constant zoetwaterbehandelingen. VB en KB zijn de constant brakwater-behandelingen. VBM & KBM zijn de constant brakwaterbehandelingen met geënte brakke bodem. VS & KS zijn de fluctuerende zoetwater/brakwater- behandelingen. VSM & KSM zijn de fluctuerende zoetwater/brakwater- behandelingen met geënte brakwaterbodem.

Figure 6.1: Chloride concentrations in the surface water above the fen (above) and clay soils (below) (+SEM). In the legend of the graphs the various treatments are shown as follows: V stands for fen and K for clay. VZ & KZ are the constant freshwater treatments. VB and KB are the constant brackish water treatments. VBM & KBM are the constant brackish water treatments with grafted brackish soil. VS & KS are the fluctuating freshwater/brackish water- treatments. VSM & KSM are the fluctuating freshwater/brackish water treatments with grafted brackish soil.

De concentratie van natrium, kalium, magnesium, calcium en zwavel in het oppervlaktewater van de aquaria vertonen een vergelijkbaar patroon zoals het verloop van de chlorideconcentratie. De concentratie van deze ionen werd eveneens verhoogd door het toedienen van zeezout. Het verloop van de concentraties van deze elementen verschilt uiteraard significant tussen de brak, de zoet en de fluctuatie behandeling ($P < 0,001$).

Door de condities in de experimentele ruimte (24h donker en 15°C) is er geen algenbloei en kieming van aquatische vegetatie opgetreden in de aquaria. Wel is er benthische (invertebrate) macrofauna waargenomen in de aquaria. Dit betroffen hoofdzakelijk *Oligochaeta* (borstelwormen). De activiteit van deze wormen in de bodem lijkt invloed te hebben gehad op de turbiditeit, met name in de kleibodems. Deze *Oligochaeta* zijn hoofdzakelijk waargenomen in bodems die werden geënt met brakke bodem. Door de activiteit van de wormen in de bodem is vermoedelijk de turbiditeit van het oppervlaktewater in de aquaria gestegen. Het oppervlaktewater in de aquaria met de kleibodem heeft een hogere turbiditeit dan de veenbodems door opwerveling van kleideeltjes (afbeelding 6.2). Verbrakking zorgde echter voor een verlaging van de turbiditeit. Voor de bodems met weinig *Oligochaeta* was de turbiditeit van het oppervlaktewater in de aquaria met brakwater significant lager ($P < 0,05$) dan voor de zoetwaterbehandeling. Ook de fluctuerende zoet/zout-behandeling bleek significant lager ($P < 0,05$) dan de zoetwater-behandeling (zie afbeelding 6.2). Het effect van de borstelwormen, ingebracht in de aquaria die werden geënt met brakke bodem, hebben een significant hogere turbiditeit in vergelijking met dezelfde behandeling zonder de ent-bodem (behandeling KB & KB ($P < 0,05$), KS & KSM ($P < 0,05$)). De turbiditeit van het water boven de veenbodems bleek lager dan de turbiditeit van het water boven de kleibodems. Voor het water boven de veenbodems verschilde de turbiditeit niet significant tussen de behandelingen, wel is er in de resultaten een trend zichtbaar dat gedurende het experiment de turbiditeit sneller stijgt in de zoetwaterbehandeling dan voor de brakke behandelingen (zie afbeelding 6.2).



Afbeelding 6.2: Turbiditeit in oppervlaktewater boven veen (boven) en klei (onder) (+SEM). Let op de verschillende schalen op de y-as.

Figure 6.2: Turbidity of surface water above the fen (above) and clay (below) (+SEM). Note the various scales on the y-axis.

Door de constante doorstroming met het medium zijn er weinig effecten van de bodem op de waterlaag zichtbaar (zowel met klei- als met veenbodem). Nutriëntenconcentraties in de waterlaag verschillen niet significant tussen de verschillende behandelingen. Bij de kleibodem, die rijk is aan ijzer, werd er wel een significant ($P < 0,05$) hogere toename van ijzer in de waterlaag van de brakwaterbehandeling waargenomen. Nutriëntenconcentraties (nitraat, ammonium en fosfaat) en elementen als calcium, silicium en aluminium namen wel sterk toe in het oppervlaktewater tijdens de periode van stilstand. De doorstromingsnelheid in het experiment is zo hoog dat deze nalevering gedurende de periode van stroming niet meetbaar is. Daarnaast zorgt de doorstroming met medium ook voor een verhoogde zuurstofconcentratie in de toplaag van de bodem, wat ook het vrijkomen van elementen uit de bodem kan verminderen (zie afbeelding III.1 en III.2 in bijlage III).

De pH van het oppervlaktewater is voor alle behandelingen en voor beide bodems rond de 8. Ook de alkaliniteit (buffercapaciteit) en de totaal anorganisch koolstof (TIC) concentratie (nagenoeg geheel bicarbonaat) blijven constant gedurende het experiment (3 meq alkaliniteit en $3 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ TIC ($100 \text{ } \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ en $3 \text{ mmol HCO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$)).

6.1.2 Effecten op de bodem

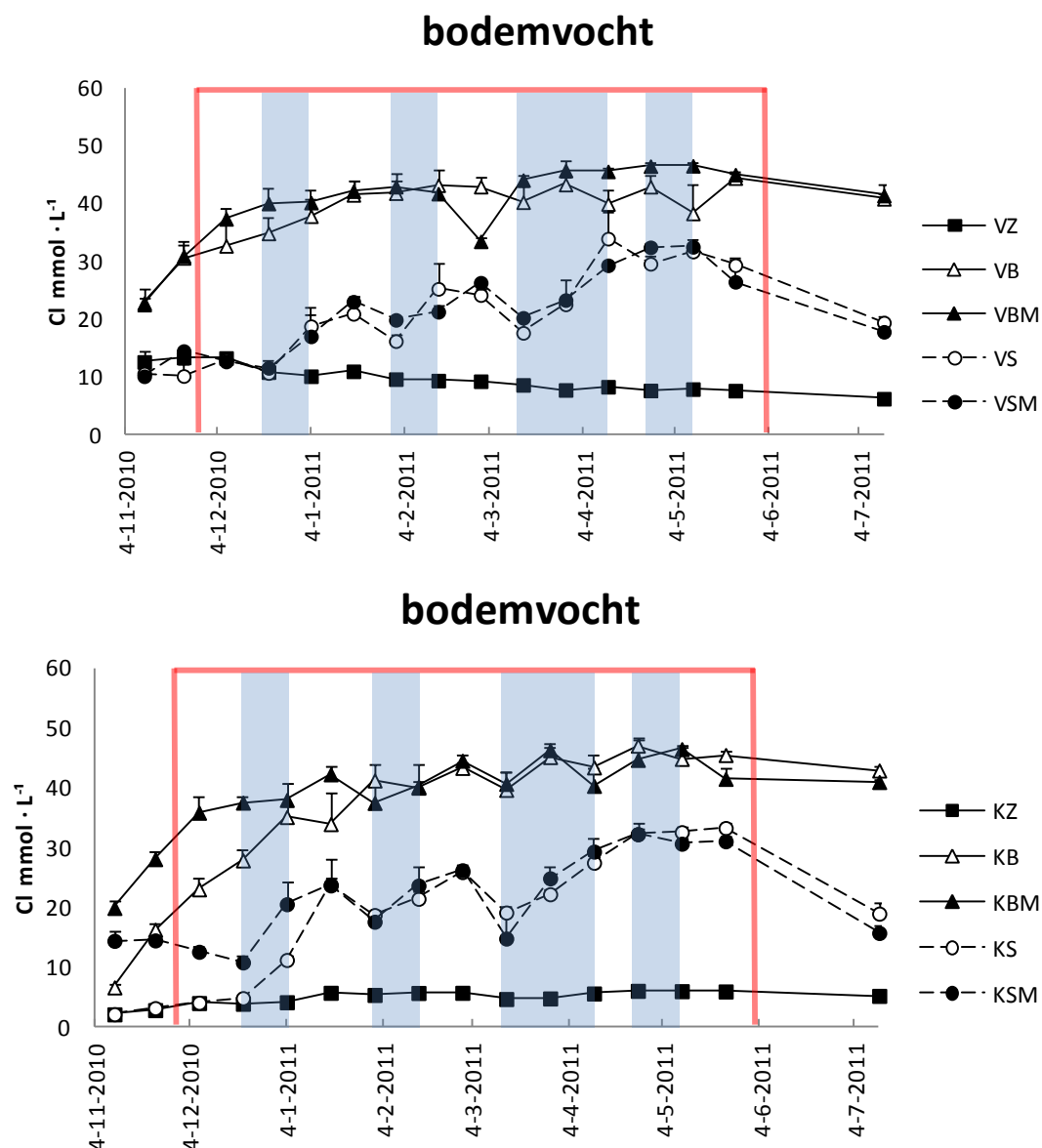
Uit het experiment komt duidelijk naar voren dat verbrakking van oppervlaktewater direct effecten heeft op de waterbodem. De ionen trekken vanuit het brakke water de waterbodem in en beïnvloeden daar de chemische evenwichten en de nutriëntenconcentraties in het poriewater. Al binnen enkele weken na start van het experiment neemt de chlorideconcentratie in het poriewater sterk toe (tabel 6.1).

Tabel 6.1: Chlorideconcentratie toename in het bodemporiewater van beide bodemtype in de eerste twee maanden.

Table 6.1: Chloride concentration increase in sediment pore water in both soil types in the first two months.

	Chlorideconcentratie toename in het bodemporiewater t.o.v. de beginconcentratie		Chlorideconcentratie in het bodemporiewater t.o.v. de chlorideconcentratie in de waterlaag	
	Na 1 maand	Na 2 maanden	Na 1 maand	Na 2 maanden
Veenbodem	47 %	104 %	49 %	64 %
Kleibodem	258 %	512 %	14,5 %	50 %

Deze toename is sterker in de kleibodem omdat deze bodem tijdens de start van het experiment zoeter was ten opzichte van de veenbodem (afkomstig uit een zwak brak gebied). Gedurende de eerste twee maanden steeg de chlorideconcentratie in de waterbodems met een brakke waterlaag snel in zowel de veen- als de kleibodem, totdat er een evenwicht tussen de chlorideconcentratie in de waterlaag en het poriewater werd bereikt (afbeelding 6.3). In de analyseresultaten van het poriewater van de veenbodem met een zoetwaterbehandeling is een lichte daling van de chlorideconcentratie zichtbaar. Voor de fluctuerende behandeling steeg de chlorideconcentratie van het poriewater geleidelijker. Blijkbaar leidde de vier weken doorstroming met zoet water niet tot het verdwijnen van alle chloride die zich in de voorafgaande periode van twee weken in de bodem had opgehoopt.



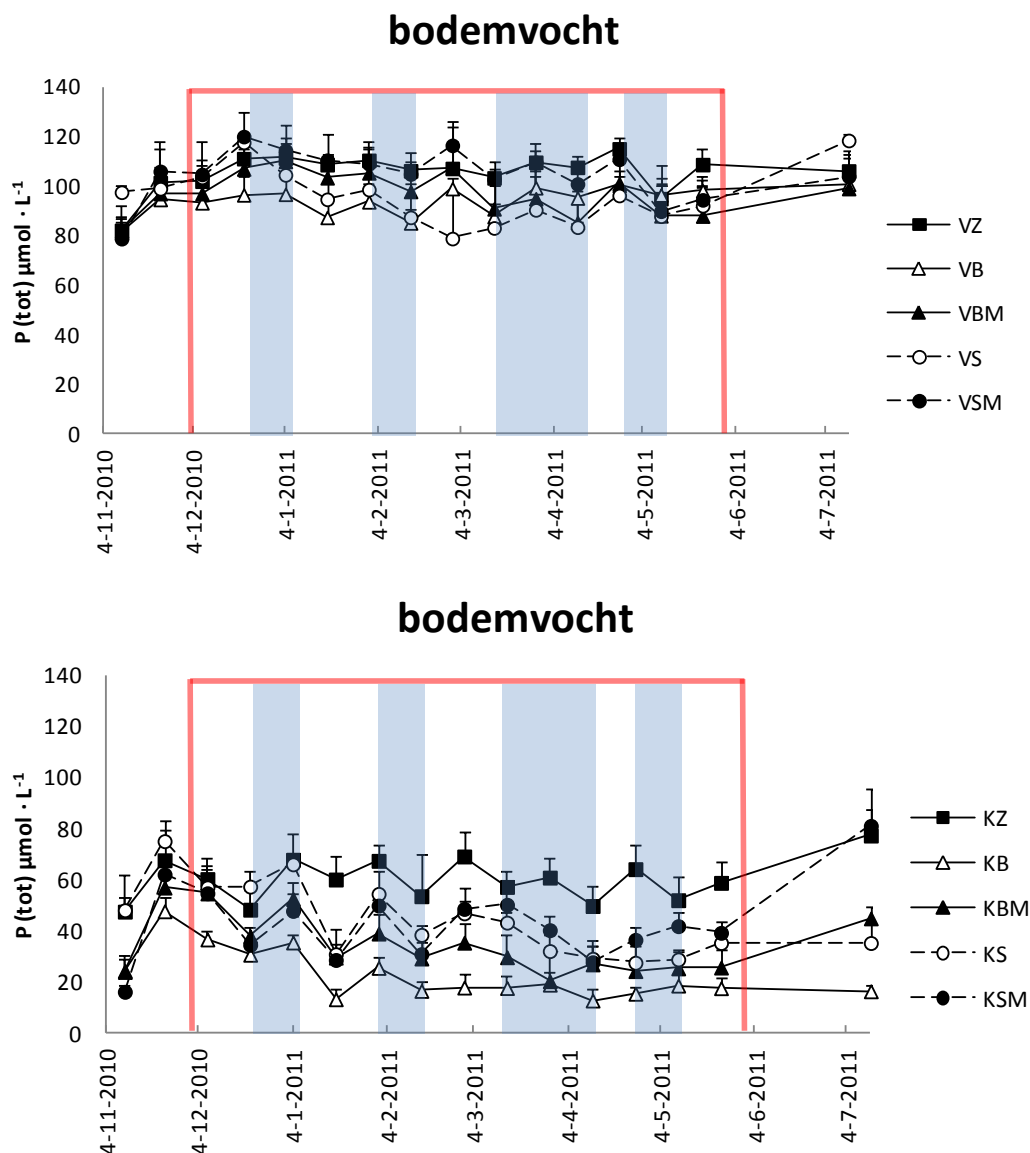
Afbeelding 6.3: Chlorideconcentratie in poriewater in de veen- (boven) en kleibodem (onder) (+SEM).

Figure 6.3: Chloride concentrations in the pore water in the fen (above) and clay soils (below) (+SEM).

Beschikbaarheid van nutriënten, immobilisatie en mobilisatie

Zowel de constante als fluctuerende behandeling met brak water bleek effecten te hebben op nutriëntenconcentraties in het poriewater van de veen- en kleibodem. De fosfaat- en totaal-fosforconcentratie in het poriewater van de kleibodem waren significant lager in de brakwaterbehandeling dan in de zoetwaterbehandeling ($P < 0,05$) (afbeelding 6.4). Ook de fosforconcentratie in het poriewater van kleibodems onder de zoet/brak-fluctuatie-behandeling bleken significant lager dan in de zoetwaterbehandeling. In de analyseresultaten van het poriewater van de veenbodems zijn de verschillen tussen de behandelingen kleiner, maar ook hier zijn de fosfaat- en totaal fosforconcentratie significant lager in de bodems van de

brakwaterbehandeling dan in de bodems van de zoetwaterbehandeling ($P < 0,05$ voor PO_4 & $P < 0,1$ voor P_{tot}).

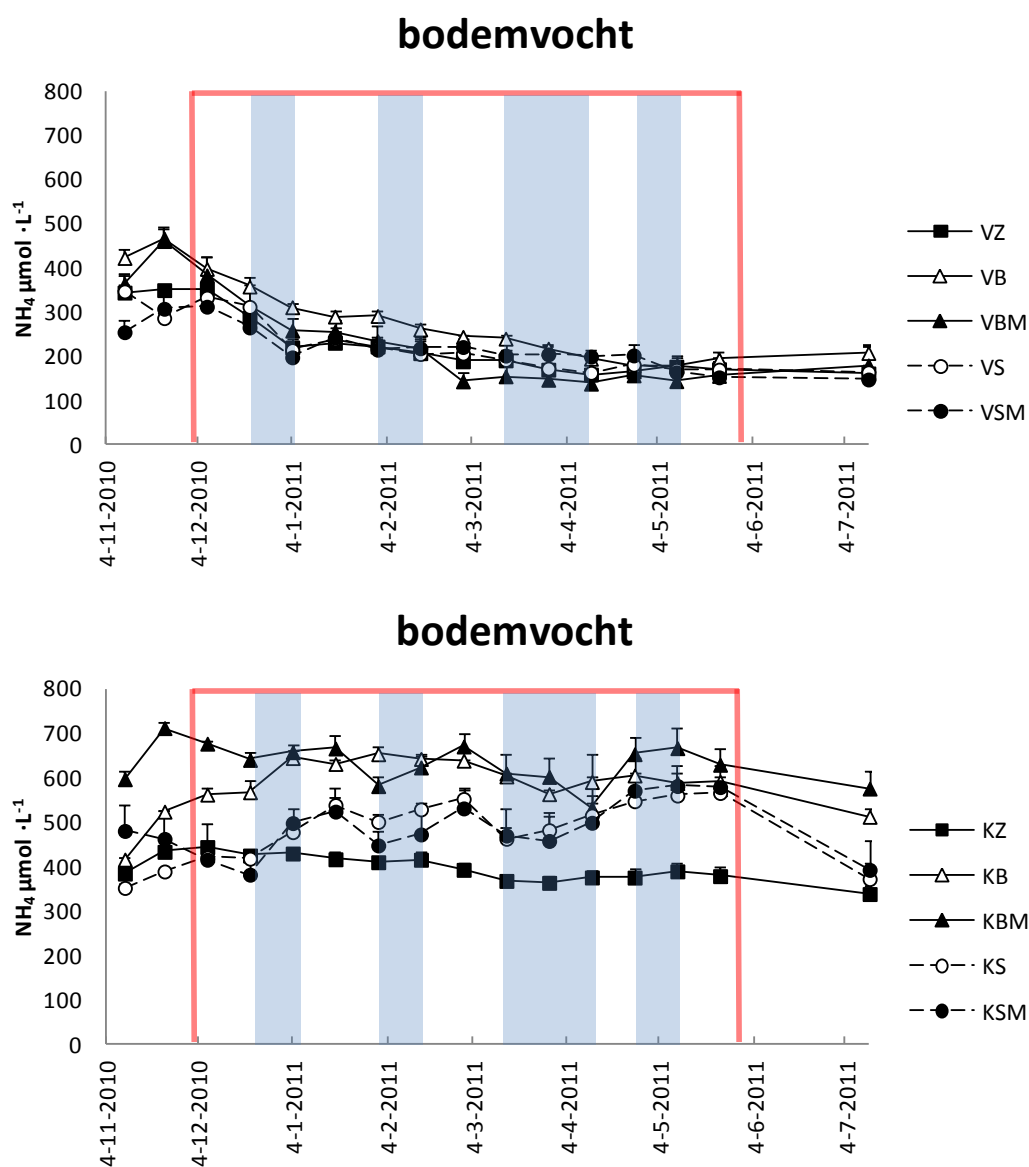


Afbeelding 6.4: De totaal-fosforconcentratie in het poriewater in de veen- (boven) en kleibodem (onder) (+SEM).

Figure 6.4: Total phosphorus concentration in the pore water in the fen (above) and clay soils (below) (+SEM).

De ammoniumconcentraties bleken juist significant hoger in het poriewater van bodems in de brakwaterbehandeling dan van bodems in de zoetwaterbehandeling ($P < 0,05$). In de kleibodem blijkt dit effect groter dan in de veenbodem (afbeelding 6.5). In de kleibodems is dit effect óók significant verschillend voor de zoet/brak-fluctuatie ten opzichte van de zoetwaterbehandeling ($P < 0,05$), voor de veenbodem niet. In het poriewater van de kleibodems steeg de ammoniumconcentratie in de constant brakwater en de zoet/brak fluctuatie behandeling. De ammoniumconcentratie in het poriewater van de kleibodems met de fluctuatiebehandeling bereikte in zes maanden hetzelfde niveau als in de brakwaterbehandeling. Dit patroon komt sterk overeen met het patroon dat ook voor de chlorideconcentratie werd gevonden (afbeelding 6.3). De ammoniumconcentratie van het poriewater van

de veenbodems daalde gedurende het experiment in alle behandelingen, maar daalde wel sneller in de zoetwaterbehandeling dan in de brakwaterbehandeling. De nitraatconcentraties in het poriewater waren voor alle behandelingen laag in beide type bodems ($< 10 \mu\text{mol/l}$, meestal zelfs onder de detectielimiet) en worden dus niet significant beïnvloed door verbrakking.

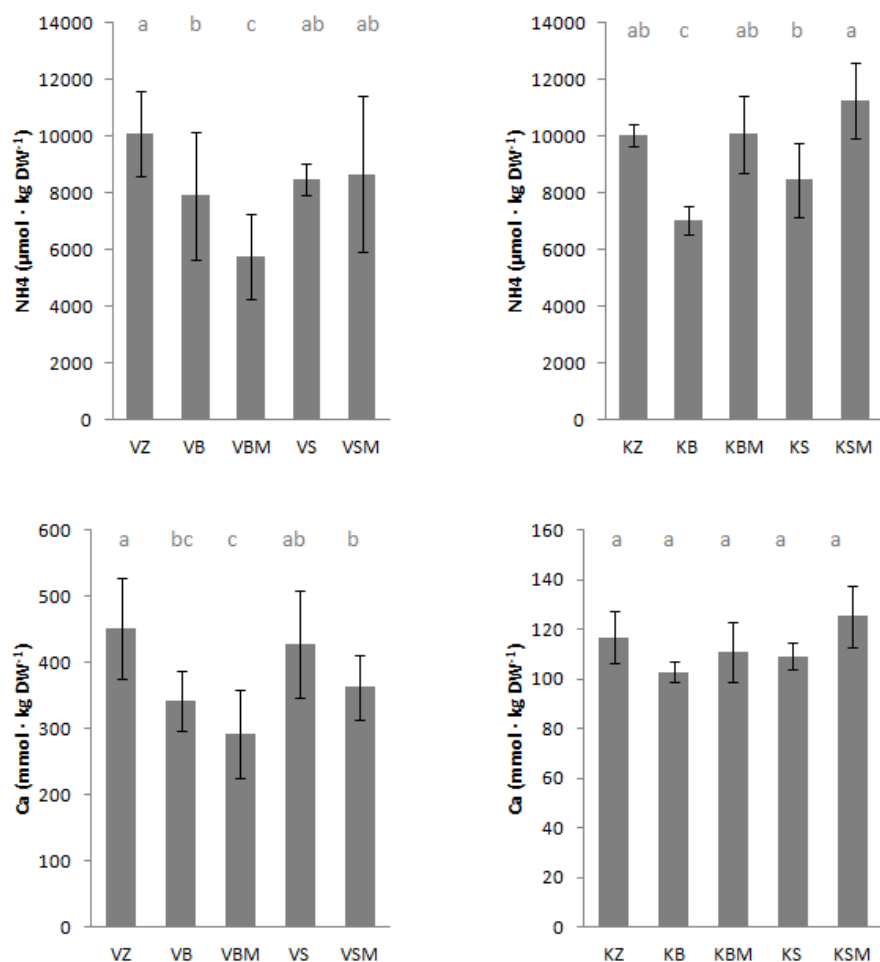


Afbeelding 6.5: De ammoniumconcentratie in het poriewater in de veen- (boven) en kleibodem (onder) (+SEM).

Figure 6.5: Ammonium concentration in the pore water in the fen (above) and clay soils (below) (+SEM).

Via een strontiumchloride-extractie aan het eind van het experiment zijn de via het kationadsorptiecomplex uitwisselbare elementen in de bodems bepaald. De concentratie uitwisselbaar ammonium was in beide bodemtype significant lager voor bodems behandeld met brak water in vergelijking met bodems behandeld met zoet water ($P < 0,05$). Ook de uitwisselbare

calciumconcentratie bleek significant lager in de brakwaterbehandeling (enkel significant in de veenbodem, $P < 0,05$) (afbeelding 6.6).



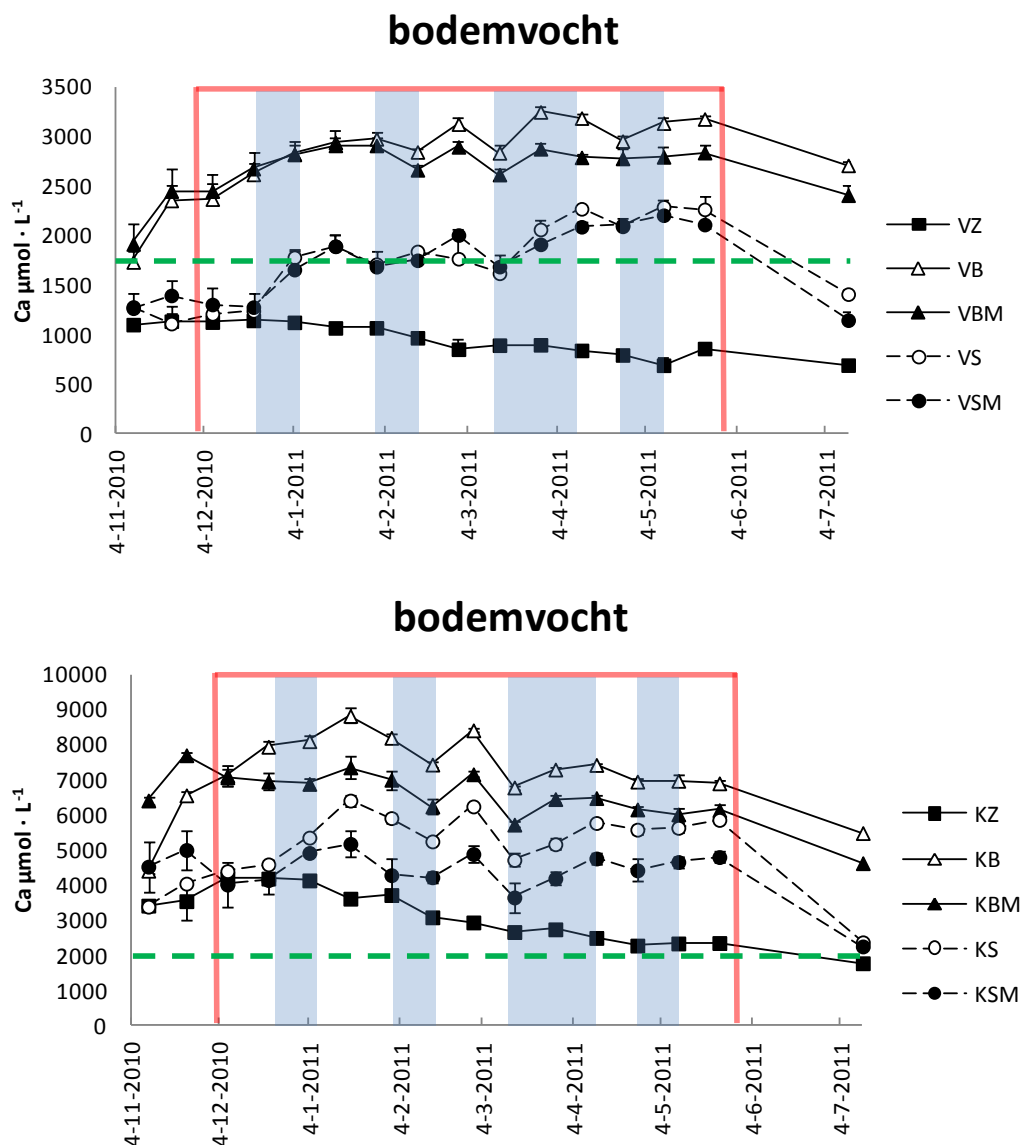
Afbeelding 6.6: Van het kationadsorptiecomplex uitwisselbaar NH_4 (boven) en Ca (onder), op basis van SrCl_2 -extract ($\pm$ st.dev.).

Figure 6.6: From the cation adsorption complex interchangeable NH_4 (top) and Ca (below), based on SrCl_2 extract ($\pm$ st.dev.).

Effecten op kat- en anionen

Het patroon van het verloop van de chlorideconcentratie in het poriewater (afbeelding 6.3) werd ook gevonden voor de concentraties van andere elementen natrium, kalium, magnesium, zwavel en calcium. Voor deze elementen was de concentratie in het poriewater in beide bodemtypen significant hoger in de brakwaterbehandeling ($P < 0,05$). In de zoetwaterbehandeling nam gedurende het experiment de concentratie in het poriewater van deze elementen af, door diffusie naar het oppervlaktewater (dat een lagere concentratie had dan het poriewater). Ook in de zoet/brak-fluctuatiebehandeling steeg de concentratie van deze elementen gedurende het experiment, terwijl de zoetwaterperiode (één maand) in de fluctuatiebehandeling twee maal zo lang was als de brakwaterperiode (twee weken). Na zes maanden zoet/brak-fluctuatiebehandeling waren de concentraties in het poriewater ongeveer op driekwart van de concentraties in de brakwaterbehandeling (afbeelding 6.7). De calciumconcentratie in het

poriewater steeg in zowel de veen- als kleibodem tot ruim boven de calciumconcentratie in de waterlaag (afbeelding 6.7). Ook de mangaanconcentratie (een element dat niet via het behandelingsmedium wordt toegediend) steeg in het poriewater van beide bodemtypen en bleek uiteindelijk significant hoger in de brak en fluctuerend zoet/brak-behandeling dan in de zoetwater behandeling ($P < 0,05$). Ook in de kleibodem, die rijk is aan ijzer, werd een vergelijkbare trend zichtbaar voor de ijzerconcentratie in het poriewater (ook significant verschillend, $P < 0,05$). Voor de veenbodem, waar de ijzerconcentraties in het poriewater ruim 100 maal lager liggen werd deze trend niet zichtbaar (zie bijlage IV).



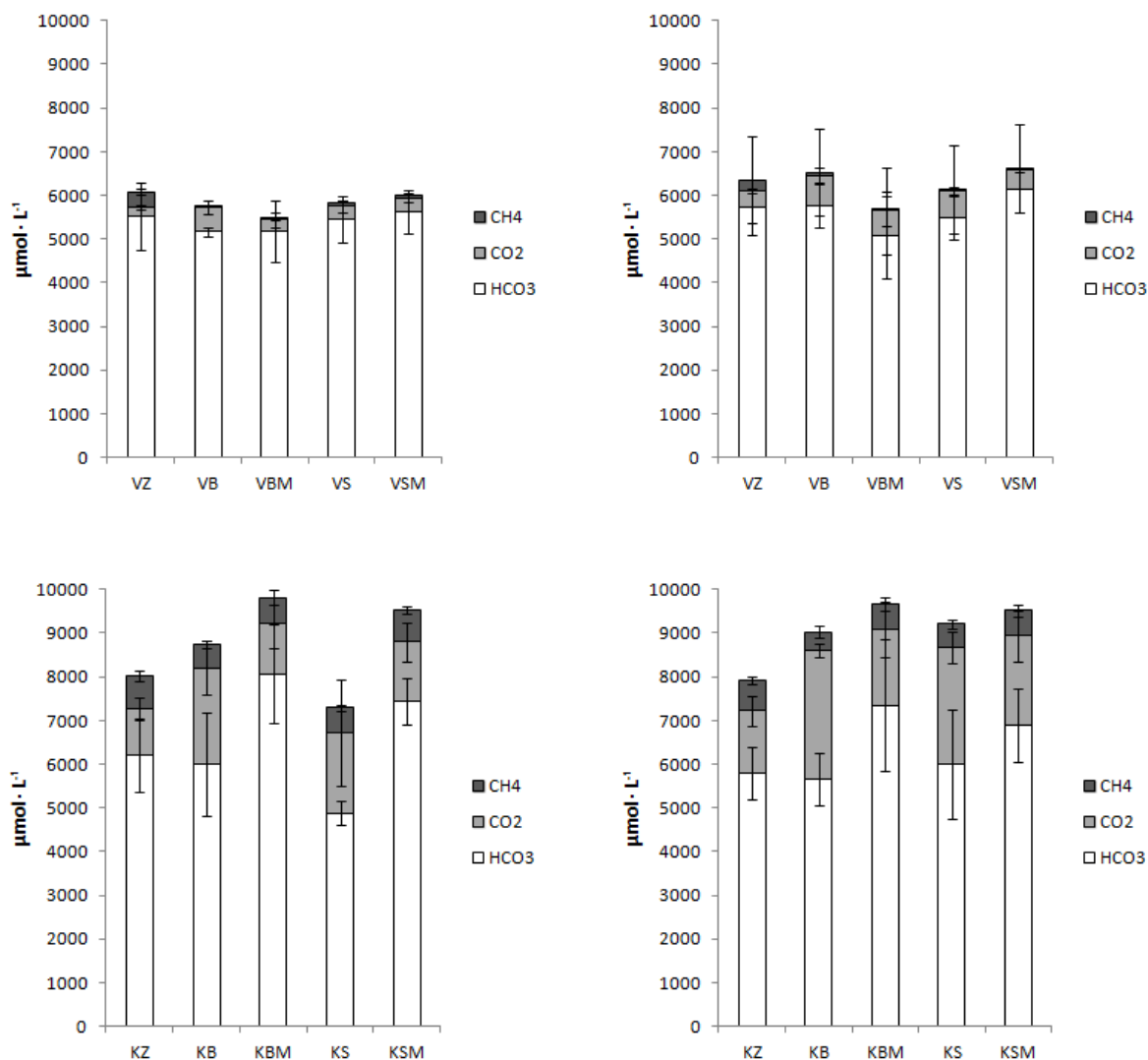
Afbeelding 6.7: De calciumconcentratie in het poriewater in de veen- (boven) en kleibodem (onder) (+SEM). De groene lijnen geven de calciumconcentratie in het medium van de brakwater behandeling weer. Let op de verschillende schaalverdeling op de y-as.

Figure 6.7: Calcium concentration in the pore water in the fen (above) and clay soils (below) (+SEM). The green lines show the calcium concentration in the medium of the brackish water treatment. Note the different scales on the y-axis.

Effecten op bodemafbraak & koolstofemissie

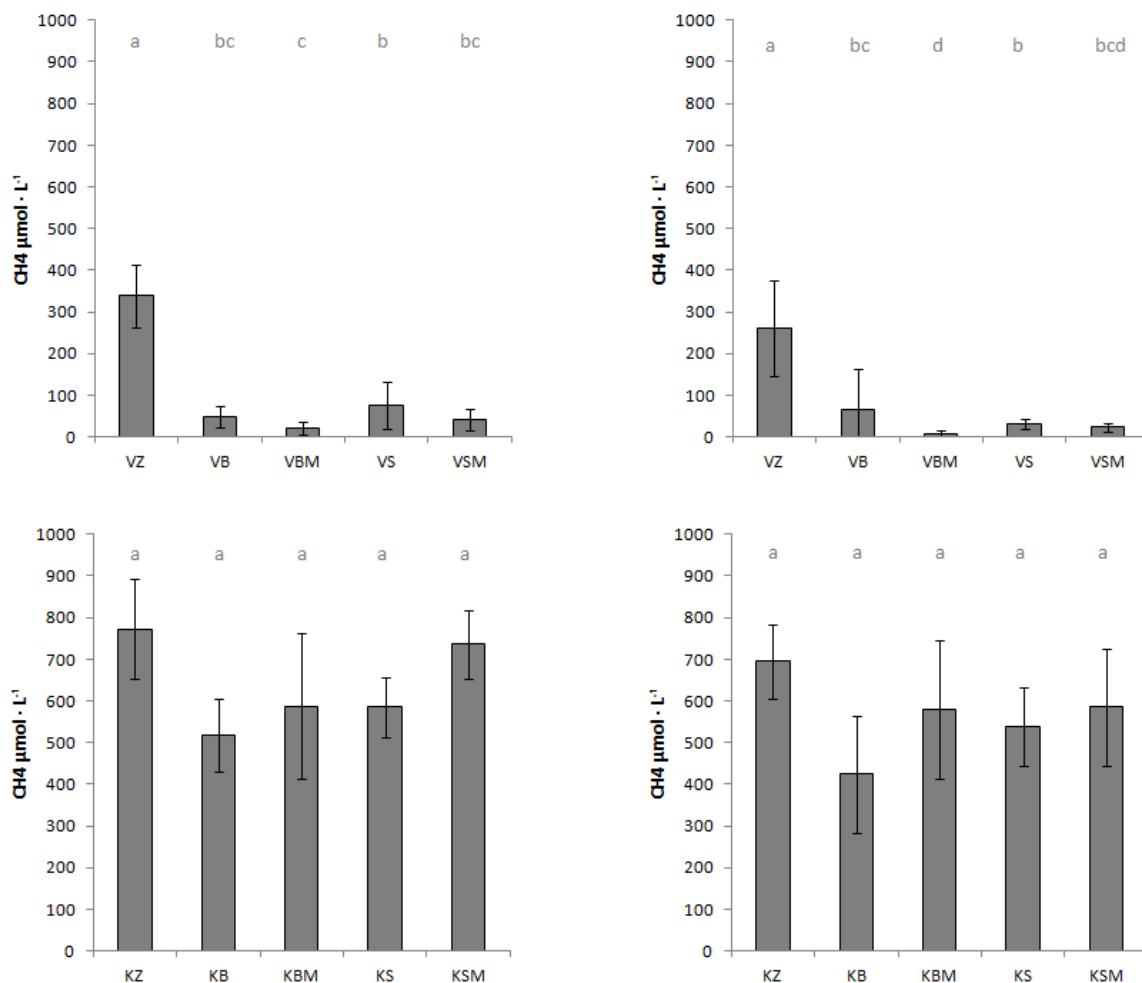
Om te achterhalen in hoeverre verbrakking (continu of fluctuerend) effect heeft op de afbraak van organisch materiaal in de bodem zijn methaanconcentraties in het poriewater en gasemissies (methaan en kooldioxide) gemeten. Tevens werden er anaerobe bodemincubaties uitgevoerd.

De concentratie van totaal anorganisch koolstof (ofwel TIC: HCO_3^- & CO_2) en methaan in het poriewater verschilt tussen beide bodemtypes. De kleibodem heeft hogere HCO_3^- , CO_2 en CH_4 concentraties. Gedurende het experiment werden er voor beide bodemtypes echter geen significante verschillen in TIC-concentraties van het poriewater tussen de verschillende behandelingen gevonden (afbeelding 6.8). De methaanconcentratie in het poriewater over de gehele experimentperiode was, voor beide bodems, significant lager in de brakwaterbehandeling dan in de zoetwaterbehandeling, ($P < 0,05$) (afbeelding 6.9 en afbeelding VI.3 in bijlage VI).



Afbeelding 6.8: De HCO_3^- , CO_2 - en CH_4 -concentratie op tijdstip 26-4-2011 (links) en tijdstip 10-5-2011 (rechts) (+/- st.dev.).

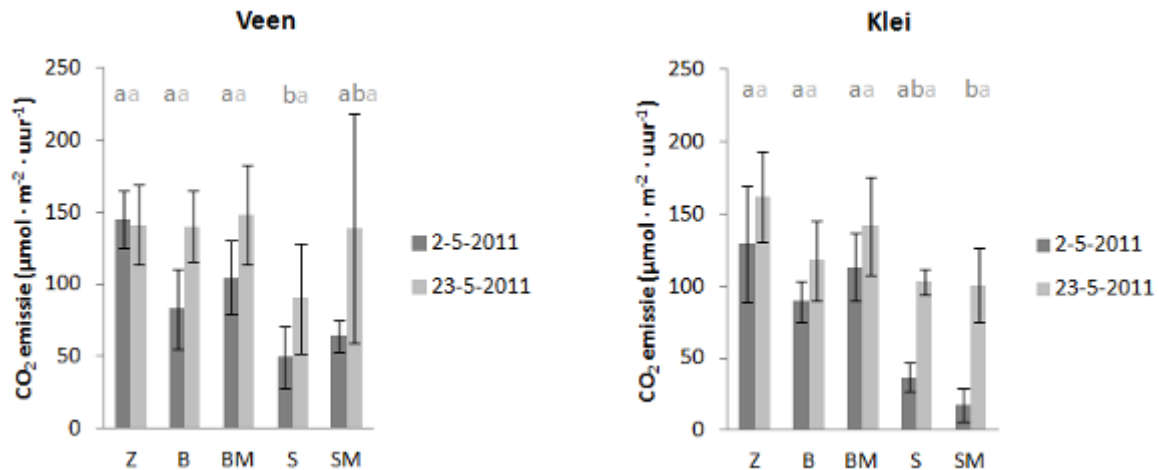
Figure 6.8: The HCO_3^- , CO_2 and CH_4 concentration on 26-4-2011 (left) and on 10-5-2011 (right) (+/- st.dev.).



Afbeelding 6.9: De CH₄ concentratie op tijdstip 26-4-2011 (links) en tijdstip 10-5-2011 (rechts). (+/- st.dev.).

Figure 6.9: The CH₄ concentration on 26-4-2011 (left) and on 10-5-2011 (right). (+/- st.dev.).

Tijdens de meting van 2-5-2011 was de CO₂-emissie in de veenbodem met een zoet/brak-fluctuatiebehandeling significant lager dan de CO₂-emissie van de bodem met zoetwaterbehandeling ($P < 0,05$) en was de CO₂-emissie in de kleibodem met een zoet/brak- fluctuatiebehandeling en geënte bodem significant lager dan de CO₂-emissie van de bodem met zoetwaterbehandeling ($P < 0,05$). De CO₂-emissie lijkt in de brakke behandelingen lager maar varieert sterk per meting en de verschillen zijn daarom niet significant (zie afbeelding 6.10). De methaanemissie was steeds erg laag ($< 0.0001 \mu\text{mol} / \text{m}^2 / \text{uur}$).

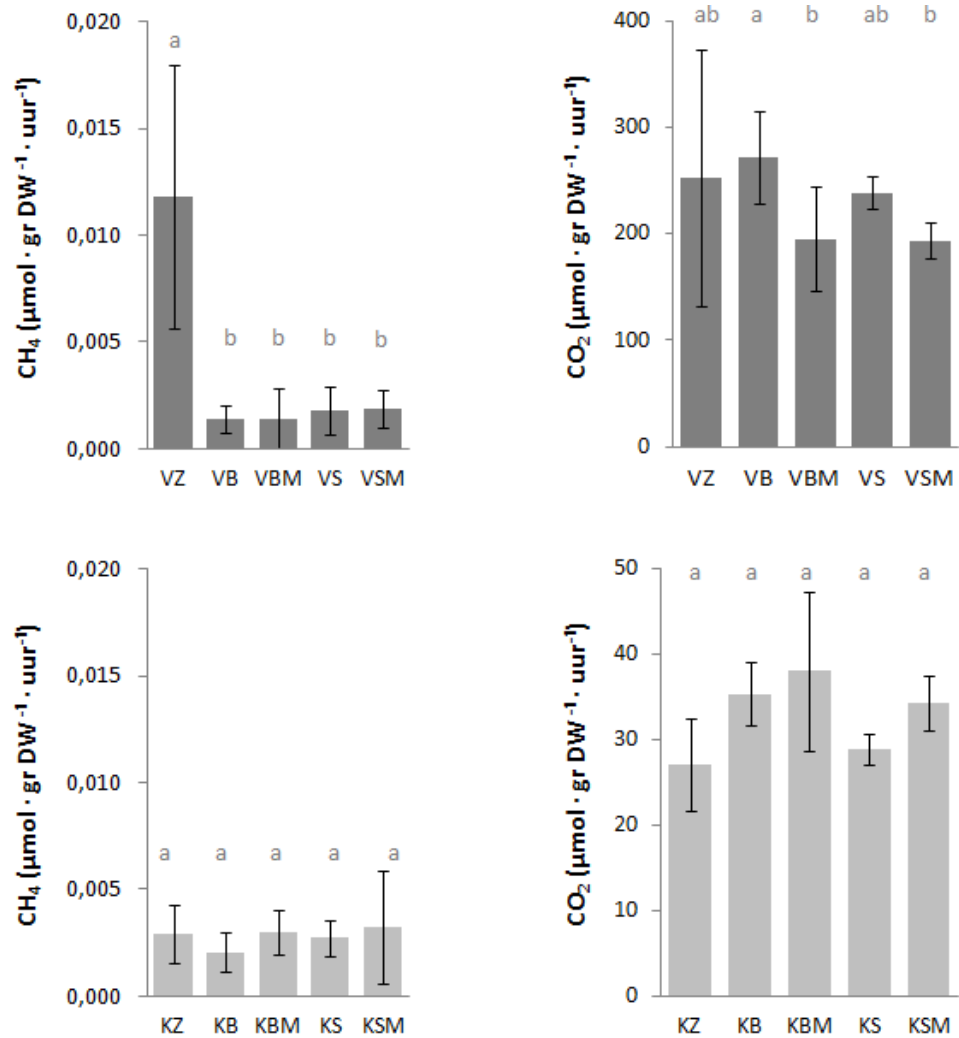


Afbeelding 6.10: Koolstofdioxide-emissie uit de veen- en kleibodem. Op twee tijdstippen, 2-5-2011 aan het eind van een brakwaterperiode in de fluctuatiebehandeling en op 23-5-2011 aan het eind van een zoetwaterperiode in de fluctuatiebehandeling ($\pm$ st.dev.). Statistische verschillen zijn aangegeven met letters boven de balken, in het donkergrijs voor de meting van 2-5-2011 en in lichtgrijs voor de meting van 23-5-2011.

Figure 6.10: Carbon dioxide emissions from the fen and clay soil. On two dates, 2-5-2011 at the end of a brackish water period in the fluctuation treatment and on 23-5-2011 at the end of a freshwater period in the fluctuation treatment ($\pm$ st.dev.). Statistical differences are indicated with letters above the bars, the measurement on 2-5-2011 in dark grey and on 23-5-2011 in light grey.

De waterstofsulfideconcentratie is ook geanalyseerd maar heeft geen significante verschillen tussen behandelingen opgeleverd (de concentratie varieerde tussen de 0 en 50 $\mu\text{mol/L}$). De waterstofsulfideconcentratie in het bodemporiewater was wel hoger in de veenbodem dan in de kleibodem.

Door middel van een anaërobe bodemincubatie (waarbij CO_2 - en CH_4 -productie van bodems in kleine afgesloten flesjes is gemonitord) werd de potentiële CO_2 - en CH_4 -productie bepaald. De resultaten uit de bodemincubaties laten voor geen van beide bodemtypen, significante verschillen zien in CO_2 -productie tussen de zoetwater- en de brakwater-behandeling. Wel bleken de veenbodems geënt met brakke bodem een significant ($P < 0,05$) lagere CO_2 -emissie te hebben (afbeelding 6.11). Uit de bodemincubatie kwam wel duidelijk naar voren dat in zowel de brakwater- als de fluctuerend brakwaterbehandeling (beide met en zonder geënte brakke bodem) de methaanproductie in de veenbodem werd geremd ($P < 0,05$) (zie afbeelding 6.11). Bij de kleibodem is de methaanproductie voor alle behandelingen laag en werden geen verschillen in methaanproductie tussen de behandelingen gevonden. Het enten van de bodems met bodem uit een brak milieu lijkt de methaanproductie niet te beïnvloeden.



Afbeelding 6.11: De anaerobe CO₂- en CH₄-productie (+/- st.dev.).

Figure 6.11: The anaerobe CO₂ and CH₄ production (+/- st.dev.).

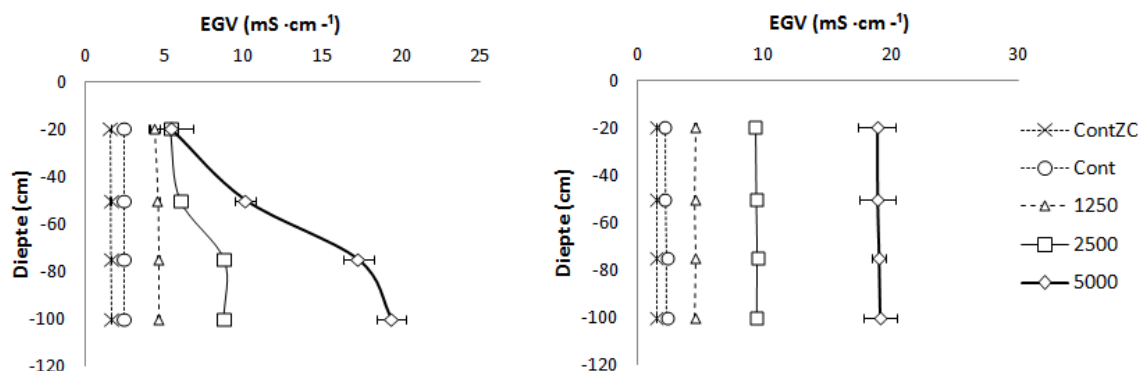
6.2 Enclosure-experiment

Om de effecten van verbrakking op veldschaal te onderzoeken is er een enclosure-experiment opgezet in het Ilperveld. De mesocosms bestonden uit zogenaamde enclosures waarin verschillende zout- en nutriëntenconcentraties zijn aangebracht.

6.2.1 Effecten op waterkwaliteit

Chlorideconcentratie & stratificatie in de waterlaag

In mei 2010 werden de enclosures geplaatst en zijn zeezout en nutriënten toegevoegd. In juni 2010 is het verbrakkingsexperiment gestart en zijn de chlorideconcentratie van de waterlaag in de enclosure op vier verschillende concentraties gebracht door het toedienen van synthetisch zeezout (afbeelding 5.5 en 6.13). Gedurende het experiment bleek echter dat de zoutconcentraties dicht aan het wateroppervlak langzaam daalden, met name in de behandeling met de hoge zoutconcentraties. Er bleek zich geleidelijk een zoetwaterlens te ontwikkelen in de brakke behandelingen (afbeelding 6.12).

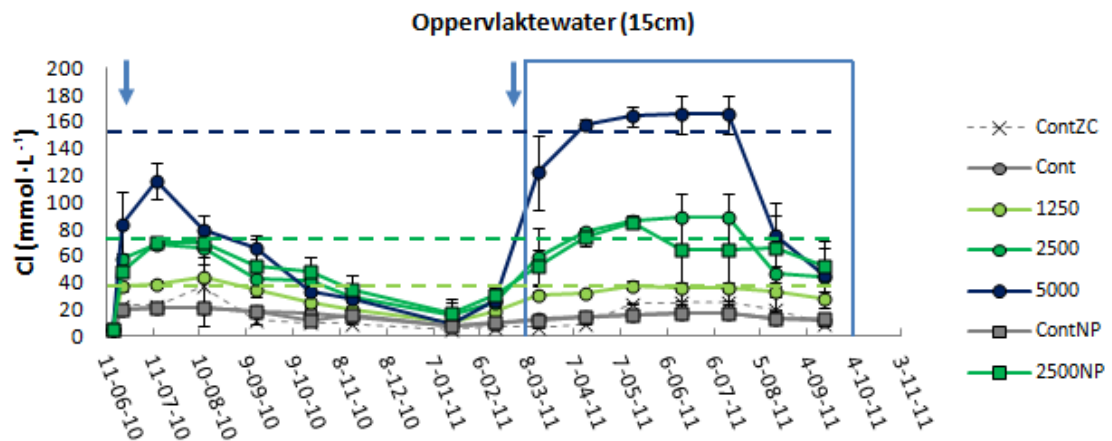


Afbeelding 6.12: Het gemiddelde elektrisch geleidingsvermogen (EGV) in een dieptegradiënt in de enclosures in november 2010 ($\pm$ st.dev.) gemeten vanaf de waterspiegel (links). De meest brakke behandelingen ($2500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cl}$ en $5000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cl}$) zijn in tegenstelling tot het begin van het experiment bovenin zoeter dan onderin. Rechts de situatie in februari 2011 na het opnieuw toevoegen van zout en mengen. Legenda; ContZC is de controle behandeling zonder enclosure, Cont is de controle behandeling, 1250 is de 1250 mg Cl/L behandeling, 2500 is de 2500 mg Cl/L behandeling, 5000 is de 5000 mg Cl/L behandeling.

Figure 6.12: The average electric conductivity (EC) in a depth gradient in the enclosures in November 2010 ($\pm$ st.dev.) measured from the water level (left). The most brackish treatments ($2500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cl}$ and $5000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cl}$) are, in contrast to the start of the experiment, less brak at the top than at the bottom. On the right, the situation in February 2011 after adding and mixing salt. Legend: ContZC is the control treatment without enclosure, Cont is the control treatment, 1250 is the 1250 mg Cl/L treatment, 2500 is the 2500 mg Cl/L treatment, 5000 is the 5000 mg Cl/L treatment.

Na het toevoegen van extra zeezout en de start van het tweewekelijks mengen van de waterlaag vanaf februari 2011 is de chlorideconcentratie gedurende vier maanden gelijk gebleven waarna deze ondanks het mengen toch weer een daling vertoonde (afbeelding 6.13). Een vergelijkbaar patroon

werd zichtbaar in het oppervlaktewater voor natrium, kalium, zwavel en magnesium (dit zijn net als chloride componenten van het toegevoegde zeezout). Deze daling van de chlorideconcentratie is zichtbaar vanaf juli 2011, een periode waarin het veel geregend heeft. Regenvall leidde dus tot een forse verzoeting van, in eerste instantie, de toplaag van de waterlaag.

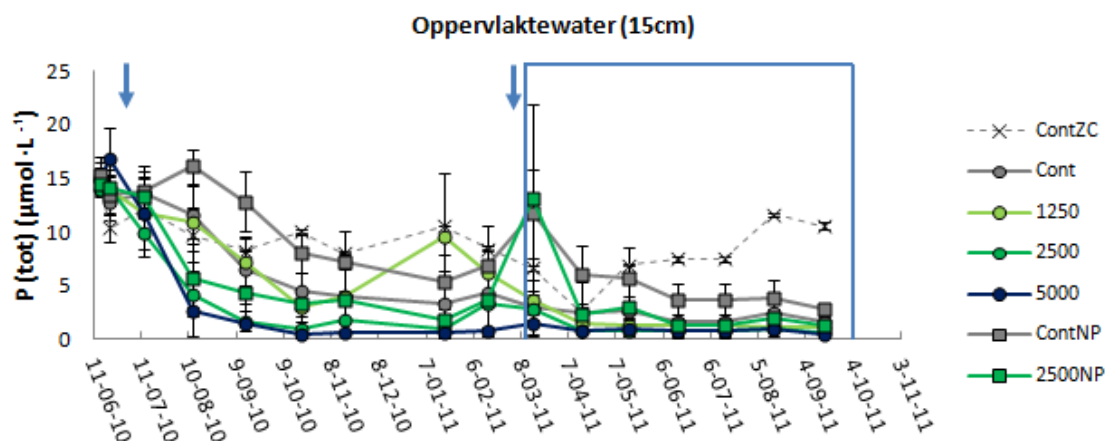


Afbeelding 6.13: De chlorideconcentratie in het oppervlaktewater op 15 cm diepte in de enclosure (+/- st.dev.). De blauwe pijlen geven aan wanneer er zout is toegevoegd en het blauwe vak geeft de periode aan waarin is geroerd. Legenda: ContZC is de controlebehandeling zonder enclosure, Cont is de controlebehandeling, 1250 is de 1250 mg Cl/L behandeling, 2500 is de 2500 mg Cl/L behandeling, 5000 is de 5000 mg Cl/L behandeling, ContNP is de controlebehandeling met enclosure en extra stikstof en fosfor, 2500NP is de 2500 mg Cl/L behandeling met extra stikstof en fosfor.

Figure 6.13: The chloride concentration in the surface water at 15 cm depth in the enclosure (+/- st.dev.). The blue arrows indicate to when salt was added and the blue outline indicates the period when the mixture was stirred. Legend: ContZC is the control treatment without enclosure, Cont is the control treatment, 1250 is the 1250 mg Cl/L treatment, 2500 is the 2500 mg Cl/L treatment, 5000 is the 5000 mg Cl/L treatment, ContNP is the control treatment with enclosure and additional nitrogen and phosphorus, 2500NP is the 2500 mg Cl/L treatment with additional nitrogen and phosphorus.

Nutriënten, doorzicht en waterkwaliteit

De brakwaterbehandelingen hadden een duidelijk effect op de fosforconcentraties van het oppervlaktewater. De fosfaat- en totaal-fosforconcentratie namen af door verbrakking, (afbeelding 6.14). De twee behandelingen met de hoogste chlorideconcentraties verschillen significant van de controle behandeling ($P < 0,05$).

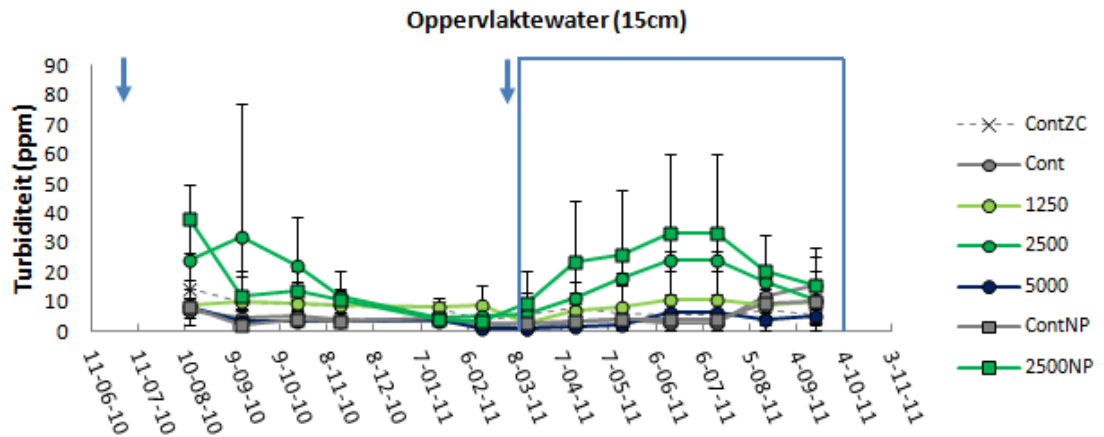


Afbeelding 6.14: De totaal-fosforconcentratie in het oppervlaktewater op 15 cm diepte in de enclosure (+/- st.dev.).

Figure 6.14: The phosphorus concentration in the surface water at 15 cm depth in the enclosure (+/- st.dev.).

De fosforconcentratie in het oppervlaktewater daalde sneller in de brakke behandelingen dan in de zoete controlebehandelingen. In de eerste vijf maanden van het experiment daalde de totaal P-concentratie van $14 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ naar $0,5 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ in de meest brakke behandeling ten opzichte van een daling van $14 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ naar $5 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ in de controlebehandeling. Na ruim een jaar is de P-concentratie in alle behandelingen gedaald (tot $2 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ in de controle behandeling en $0,8 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ in de brakste behandeling). Verbrakking bleek geen significante effecten te hebben op stikstofconcentraties in het oppervlaktewater. Stikstofconcentraties waren laag in het oppervlaktewater en stikstof was voornamelijk als ammonium aanwezig (meestal onder de detectielimiet). Doordat het water in de enclosure was afgesloten van de omgeving kwam er gedurende het experiment geen extra stikstof en fosfor bij. Dit was duidelijk te zien in de controlemeting buiten de enclosure (ContZC) waar wel externe aanvoer van nutriënten plaatsvond. In de resultaten van de behandeling met extra stikstof en fosfor (Cont+N&P & 2500+N&P) is duidelijk te zien dat de nutriëntenconcentraties hoger blijven in de controle+N&P behandeling in vergelijking met de brakke 2500+N&P behandeling.

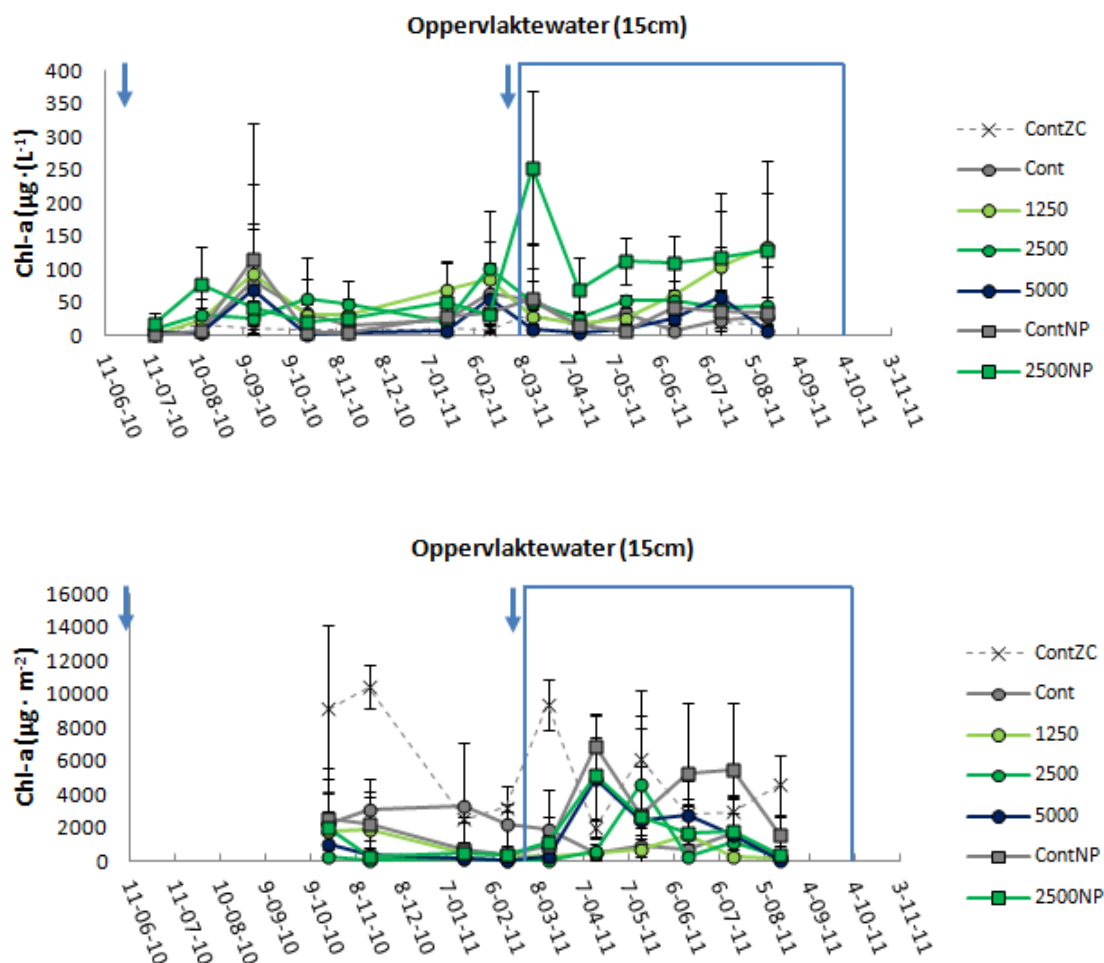
De turbiditeit van het oppervlaktewater in de enclosures fluctueerde sterk door het seizoen. In de lagere brakwaterbehandelingen $1250 \text{ mg Cl} \cdot \text{L}^{-1}$ en $2500 \text{ mg Cl} \cdot \text{L}^{-1}$ was de turbiditeit hoger (1250; $P < 0,1$ tot feb. 2011, van feb. 2011 tot eind niet significant, 2500; voor gehele experiment significant hoger, $P < 0,01$). De $5000 \text{ mg Cl} \cdot \text{L}^{-1}$ behandeling was echter juist helderder dan de controlebehandeling (in de 2^e helft van het experiment ook significant ($P < 0,05$)) (afbeelding 6.15).



Afbeelding 6.15: De turbiditeit in het oppervlaktewater op 15 cm diepte in de enclosure (+/- st.dev.).

Figure 6.15: The turbidity of the surface water at 15 cm depth in the enclosure (+/- st.dev.).

De turbiditeit van het oppervlaktewater werd ook deels door algengroei in het oppervlaktewater beïnvloed. Als maat voor algengroei werd de chlorofyl-a-concentratie gemeten.



Afbeelding 6.16: De chlorofyl-a-concentratie in het oppervlaktewater op 15 cm diepte in de enclosure (boven) en de chlorofyl-a-concentratie in van epifitische algen op 15 cm diepte in de enclosure (+/- st.dev.).

Figure 6.16: The chlorophyll-a concentration in the surface water at 15 cm depth in the enclosure (above) and the chlorophyll-a concentration in epiphytic algae at 15 cm depth in the enclosure (+/- st.dev.).

Verbrakking blijkt geen direct verband op te leveren tussen chlorideconcentratie en de chlorofyl-a-concentratie in het oppervlaktewater. De chlorofyl-a-concentratie in de enclosures met de hoogste chlorideconcentratie bleek niet significant hoger of lager dan de chlorofyl-a-concentratie in de controlebehandeling. De behandelingen met 1250 en 2500 mg Cl/L hadden gemiddeld een hogere chlorofyl-a-concentratie. De behandelingen met extra nutriënten hadden een hogere chlorofyl-a-concentratie ten opzichte van de behandelingen met gelijke chlorideconcentratie zonder extra toegevoegde nutriënten. Opvallend is dat de behandeling met brak water én nutriënten een significant ($P < 0,05$) hogere chlorofyl-a-concentratie had dan de controlebehandeling met extra nutriënten.

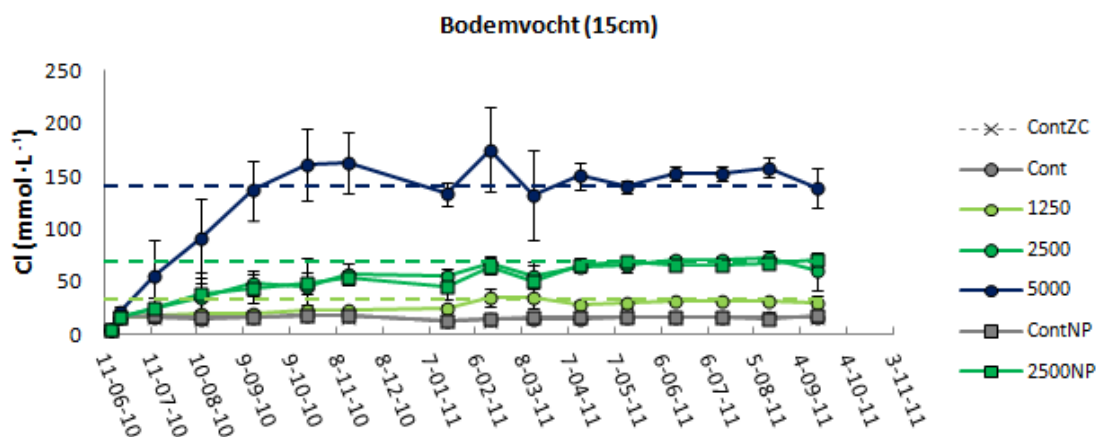
De chlorofyl-a-concentratie van epifitische algen bleek onderling niet significant verschillend. Wel is er een patroon zichtbaar dat toevoeging van nutriënten de epifitische algengroei verhoogd. In geen van de enclosures zijn gedurende het experiment waterplanten opgekomen.

De pH en de alkaliniteit verschilden niet sterk tussen de verschillende behandelingen (pH tussen de 9 en 10, alkaliniteit tussen 2 en 3 meq · l⁻¹), wel is in de resultaten een trend zichtbaar dat de pH wat hoger is in de brakke behandelingen (niet significant). De alkaliniteit is in de 5000 mg Cl · l⁻¹ het laagst (significant verschillend met de andere behandelingen (P<0,05), andere behandelingen verschillen onderling niet significant). Dit kan verklaard worden door het ontstaan van een zoetwaterlens, zie bijlage V voor details.

Zoals eerder vermeld bleken chloride, natrium, kalium, magnesium, zwavel en calcium sterk verhoogd in de brakwaterbehandelingen door toediening van zeezout. De calciumconcentratie vlak onder het wateroppervlak daalde met name sneller in vergelijking met andere met zeezout toegevoegde elementen tijdens de vorming van een zoetwaterlens. Uiteindelijk zelfs in de meest brakke behandeling (5000 mg Cl · l⁻¹) tot ver onder het calciumgehalte van de controle (zie bijlage V). Voor de elementen als aluminium, mangaan, ijzer, zink en silicium werden gedurende het gehele experiment lage concentraties gemeten in het oppervlaktewater en werden geen verschillen gevonden tussen de behandelingen.

6.2.2 Effecten op de waterbodem

De effecten van verbrakking van het oppervlaktewater op de waterbodem blijken groot. Direct na verbrakking van de waterlaag begon ook de chlorideconcentratie in de bodem te stijgen. In ongeveer vijf maanden tijd was de chlorideconcentratie in het poriewater op 15 cm diepte op een gelijke concentratie als de waterlaag erboven (zie afbeelding 6.17). De zoutstratificatie en het mengen van het oppervlaktewater hebben geen invloed gehad op de chlorideconcentraties in het poriewater.



Afbeelding 6.17: De chlorideconcentratie in het poriewater op 15 cm diepte in de enclosure. De stippellijnen geven de chlorideconcentratie in het oppervlaktewater weer (in dezelfde kleur als de behandeling) (+/- st.dev.).

Figure 6.18: The phosphorus concentration in the pore water at 15 cm depth in the enclosure (+/- st.dev.).

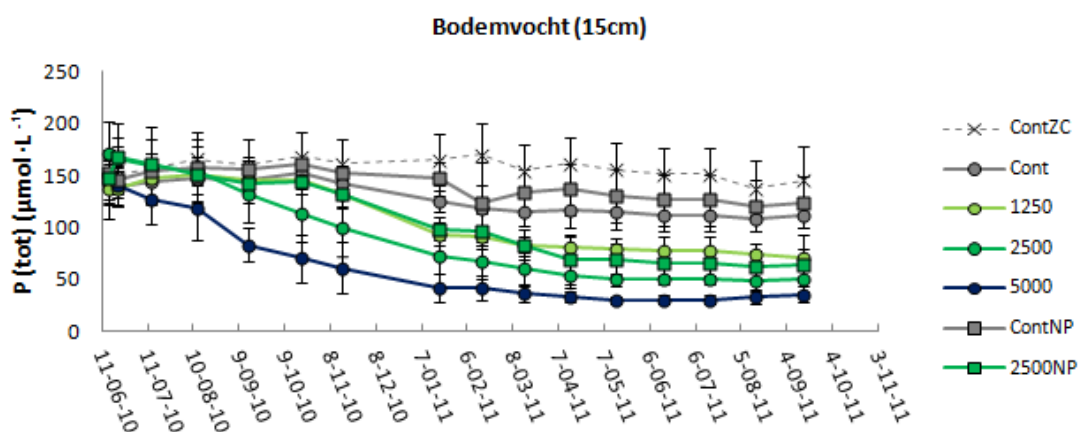
De bovenste sliblaag werd sneller beïnvloed door de infiltratie van het oppervlaktewater in de bodem dan de onderliggende veenlaag. Toch werd ook de chlorideconcentratie in het poriewater op 15 cm diepte al binnen één maand sterk beïnvloed. De concentraties van natrium, kalium, magnesium,

calcium en totaal zwavel in het poriewater lieten een vergelijkbaar patroon in de tijd zien. Voor al deze elementen stegen de concentraties in het poriewater significant ten opzichte van de controlebehandeling. Ook de concentraties in de verschillende brakwaterbehandelingen verschilden significant ($P < 0,05$). De drie controlebehandelingen (controle in enclosure, controle buiten enclosure, controle in enclosure met extra N&P) verschilden niet significant van elkaar.

Effecten op nutriëntenbeschikbaarheid, immobilisatie en mobilisatie

Verbrakking bleek grote effecten te hebben op de nutriëntenconcentraties in het poriewater. Zo daalden de ammonium- en fosfaatconcentratie in het poriewater als gevolg van verbrakking.

De totaal fosfor- en fosfaatconcentratie in het poriewater bleken in alle brakke behandelingen significant lager dan de concentraties in het poriewater van de controle behandeling ($P < 0,05$). De totaal fosfor- en fosfaatconcentratie daalden in de meest brakke behandeling uiteindelijk met 75 % ten opzichte van de controlebehandeling (afbeelding 6.18).

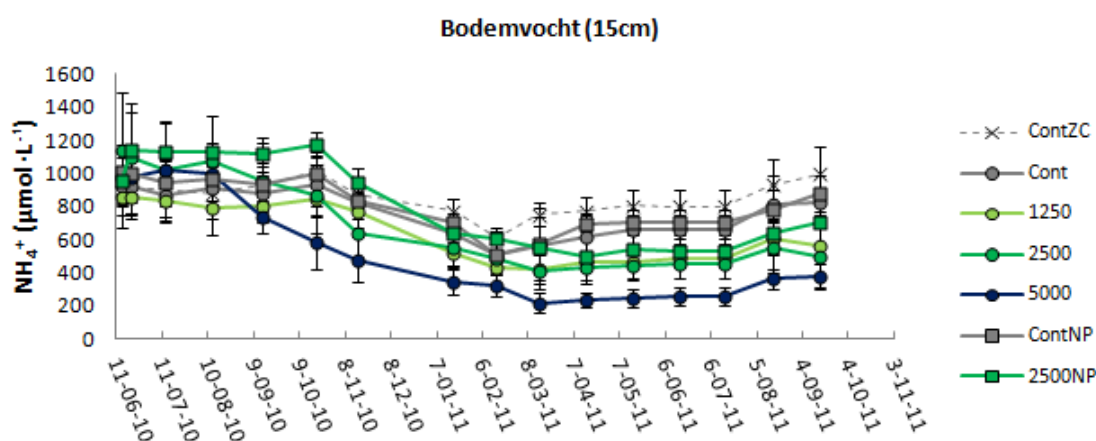


Afbeelding 6.18: De totaal fosforconcentratie in het poriewater op 15 cm diepte in de enclosure (+/- st.dev.).

Figure 6.18: The phosphorus concentration in the pore water at 15 cm depth in the enclosure (+/- st.dev.).

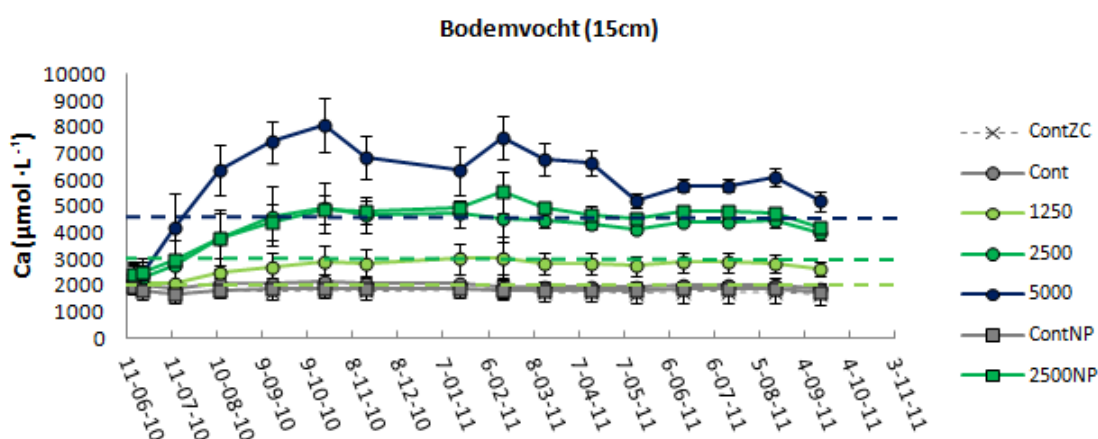
Na een halfjaar leek er een evenwicht te zijn ontstaan in het poriewater. In de periode dat het evenwicht is ontstaan in de bodem (2011) bleef het verband tussen chlorideconcentratie en de totaal fosforconcentratie stabiel (zie afbeelding 7.1 in de discussie).

In alle brakke behandelingen is de ammoniumconcentratie in het poriewater significant lager dan in de controlebehandeling ($P < 0,05$). De ammoniumconcentratie in het poriewater daalt op de lange termijn in de meest brakke behandeling met 60% ten opzichte van de controle behandeling (afbeelding 6.19). De nitraatconcentratie in het poriewater was laag in alle enclosures (rond de $1 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$).



Afbeelding 6.19: De ammoniumconcentratie in het poriewater op 15 cm diepte in de enclosure (+/- st.dev.).

Figure 6.19: The ammonium concentration in the pore water at 15 cm depth in the enclosure (+/- st.dev.).

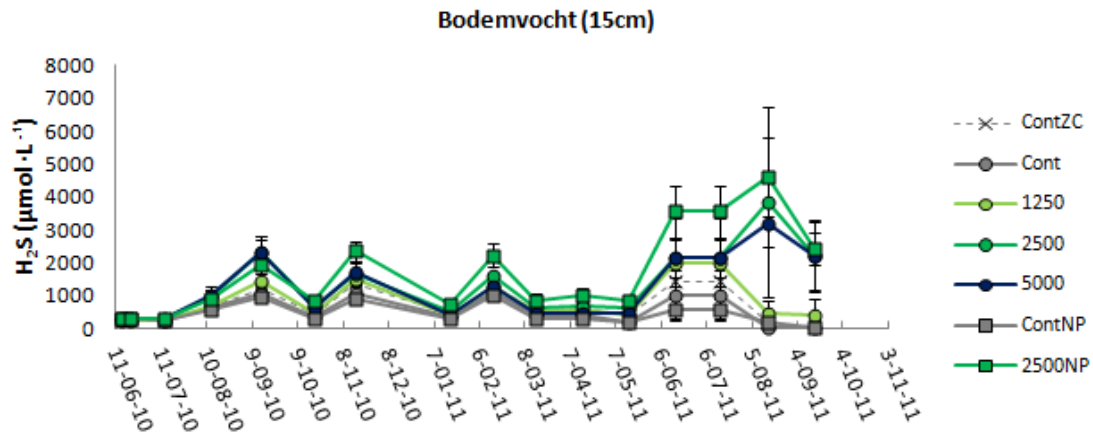


Afbeelding 6.20: De calciumconcentratie in het poriewater. De gestippelde lijnen geven de calciumconcentratie in het oppervlaktewater weer (de kleur van de getrippelde lijnen is gelijk aan de kleur van de behandelingen) (+/- st.dev.).

Figure 6.20: The calcium concentration in the pore water. The dotted lines indicate the calcium concentration in the surface water (the colour of the dotted lines is the same as the colour of the treatments) (+/- st.dev.).

De calciumconcentratie in het poriewater steeg verder dan de calciumconcentratie in het oppervlaktewater (zie afbeelding V.3 in bijlage V).

Verbrakking heeft naast een stijging van de chlorideconcentratie ook een stijging van sulfaatconcentratie tot gevolg. Deze stijging van sulfaat in het poriewater veroorzaakt een stijging van de sulfideconcentratie in de brakkere behandelingen (2500 en 5000) (afbeelding 6.21).



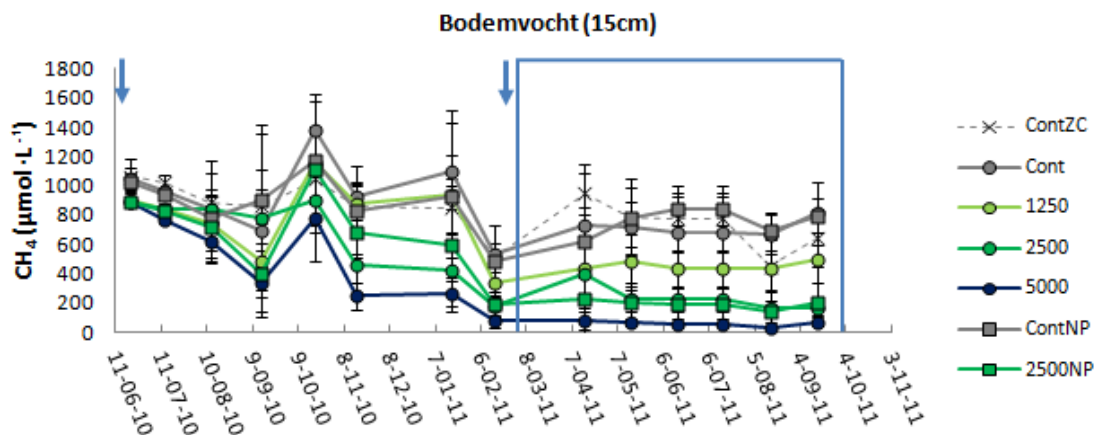
Afbeelding 6.21: De waterstofsulfideconcentratie in het poriewater op 15 cm diepte in de enclosure (+/. st.dev.).

Figure 6.21: The hydrogen sulphide concentration in the pore water at 15 cm depth in the enclosure (+/. st.dev.).

De concentraties van aluminium, ijzer en zink bleven gedurende het hele experiment laag in het poriewater en werden niet beïnvloed door de behandelingen. De concentratie van mangaan in het poriewater liet een soortgelijk patroon zien als alle elementen in het zeezout (zie afbeelding V.4 in bijlage V), terwijl dit niet in het toegevoegde zeezout zit.

De zuurgraad en alkaliniteit worden in het poriewater op dezelfde wijze beïnvloed door verbraking als in het oppervlaktewater. De zuurgraad leek iets te stijgen in de brakkere behandelingen maar werd niet significant beïnvloed (pH ligt rond de 7). De alkaliniteit in het poriewater daalt door verbraking (de brakste behandeling is ongeveer $2 \text{ meq} \cdot \text{l}^{-1}$ lager dan de controle die een alkaliniteit van $8 \text{ meq} \cdot \text{l}^{-1}$ heeft).

De methaanconcentratie in het poriewater bleek sterk te dalen in de brakkere behandelingen (afbeelding 6.22). Hoe brakker hoe lager de methaanconcentratie in de bodem.

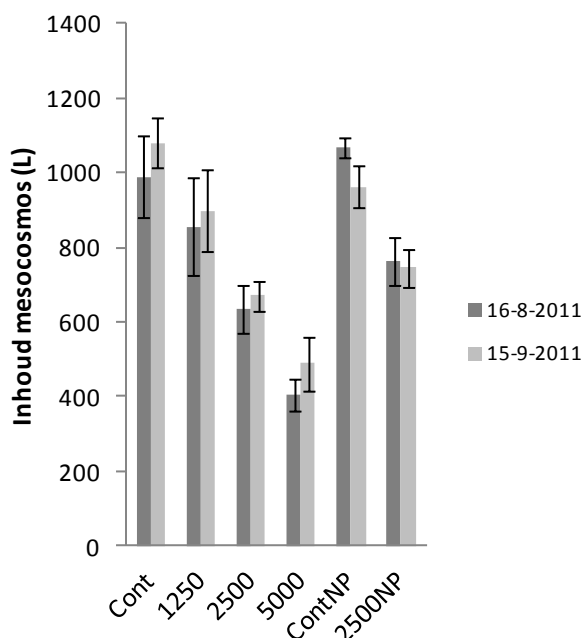


Afbeelding 6.22: De methaanconcentratie in het poriewater op 15 cm diepte in de enclosure (+/. st.dev.).

Figure 6.22: The methane concentration in the pore water at 15 cm depth in the enclosure (+/. st.dev.).

Invloed van verbraking op de diepere bodem

In augustus en september 2011 (anderhalf jaar na de start van het experiment) werd onderzocht of de inhoud van de enclosureszakken kleiner was geworden. Hieruit bleek dat de diameter en hiermee dus ook de inhoud van de enclosureszakken, met een toenemende zout concentratie kleiner zijn geworden (zie afbeelding 6.23).



Afbeelding 6.23: De inhoud van de enclosurezakken, gemiddeld per behandeling (+/- st.dev.). Tijdens de start van het experiment was de inhoud gelijk in alle enclosures.

Figure 6.23: The contents of the enclosure bags, average per treatment (+/- st.dev.). At the start of the experiment the contents was the same in all enclosures.

Het bodemniveau ten opzichte van het wateroppervlak is niet veranderd en ook de dikte van de sliblaag is niet beïnvloed door de behandelingen (tabel 6.2). Hieruit kan geconcludeerd worden dat wegzijging via de bodem de oorzaak is van de afname van het volume van de enclosures.

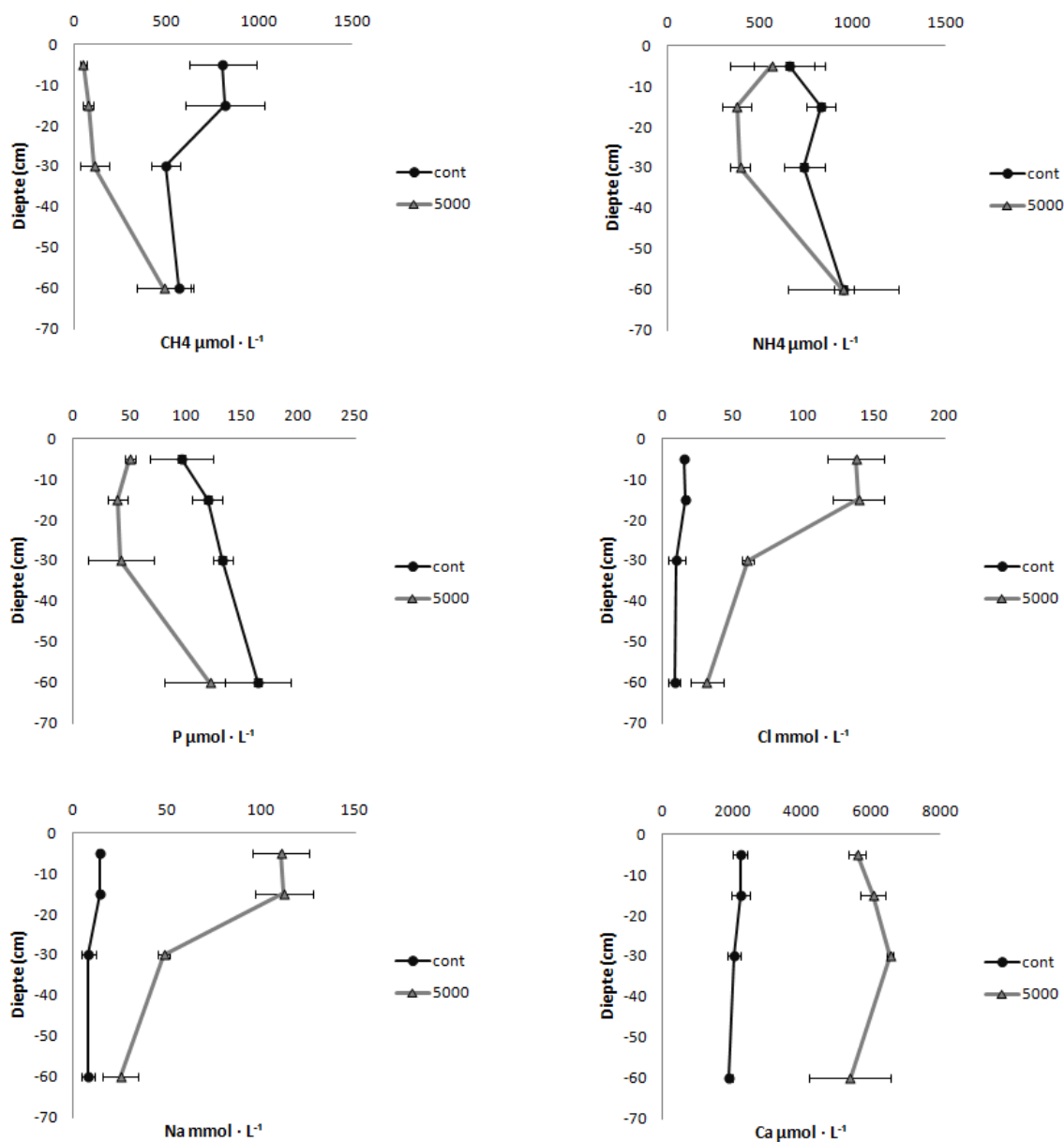
Tabel 6.2: De dikte van de waterlaag in en buiten de enclosures en de dikte van de sliblaag in en buiten de enclosures.

Table 6.2: The depth of the water layer inside and outside the enclosures and the thickness of the sediment layer inside and outside the enclosures.

	Binnen de enclosure				Buiten de enclosure			
	Waterlaag		Sliblaag		Waterlaag		Sliblaag	
	Gem.	St.dev.	Gem.	St.dev.	Gem.	St.dev.	Gem.	St.dev.
ContZC					132,5	5,0	18,3	7,0
Cont	132,5	2,9	11,3	2,5	131,3	2,5	12,5	6,5
1250	131,3	8,5	7,5	2,9	127,5	10,4	17,5	2,9
2500	137,0	2,9	17,0	7,1	134,0	6,5	23,0	2,9
5000	135,0	5,8	14,5	3,3	131,3	4,8	15,0	9,1
ContNP	128,0	8,7	19,0	6,5	130,0	9,5	12,0	2,9
2500NP	128,8	10,3	17,5	6,5	127,5	8,7	20,5	6,7

Uit diepteprofielen (geplaatst in de controle en meest brakke behandeling (5000 mg · l⁻¹ Cl) blijkt dat de behandeling met brakwater tot meer dan 60

cm in het veen effecten had (afbeelding 6.24). Tot minimaal 15 cm diepte is het brakke water de bodem ingetrokken gedurende het experiment. Via diffusie zijn enkele elementen echter al dieper in de bodem getransporteerd. Zo werd ook op 60 cm diepte de chloride- en natriumconcentratie al gestegen ten opzichte van de controlebehandeling. Ook voor andere stoffen, zoals totaal fosfor, ammonium en methaan bleken op 60 cm diepte al verschillen te bestaan tussen de controlebehandeling en de 5000 mg zout behandeling.



Afbeelding 6.24: Diepteprofielen voor verschillende elementen in het poriewater in de waterbodem onder de enclosures ($\pm$ st.dev.). Cont staat voor de controle-enclosure zonder brak water, 5000 staat voor de brakste behandeling (5000 mg Cl/l, 140 mmol Cl/l).

Figure 6.24: Depth profiles for various elements in the pore water in the water bottom under the enclosures ($\pm$ st.dev.) Cont stands for the control enclosure without brak water, 5000 stands for the most brak treatment (5000 mg Cl/l, 140 mmol Cl/l).

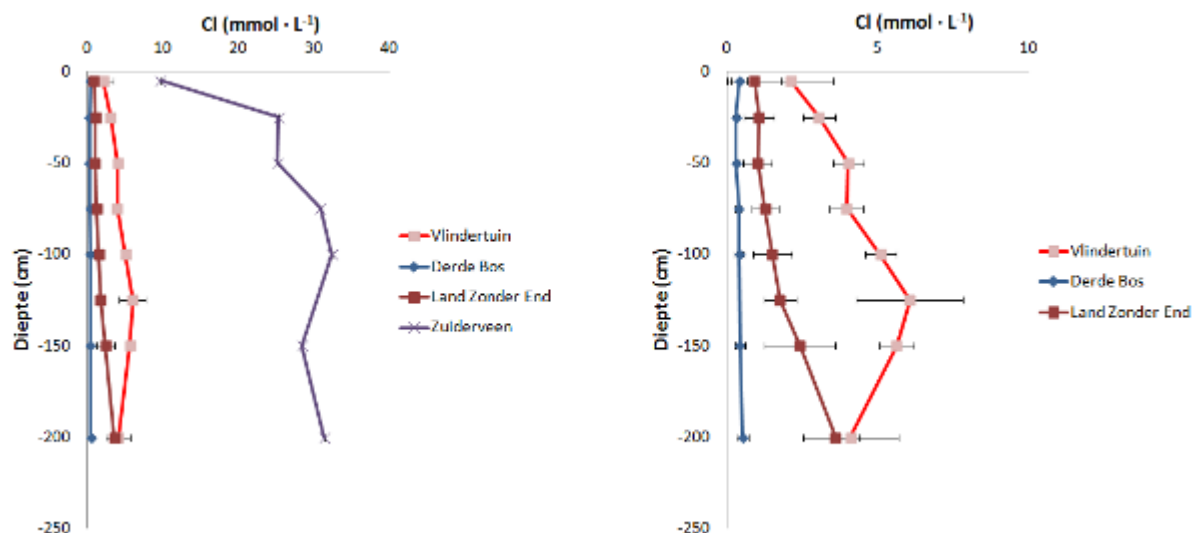
6.3 Veenmosrietlanden

De vier de veenmosrietlanden verschilden in chloride- en natriumconcentratie (afbeelding 6.26, de natriumconcentratie bleek vergelijkbaar met de chlorideconcentratie en niet weergegeven). Op basis van vegetatiesamenstelling verschilden de veenmosrietlanden, maar op alle locaties kwamen wel veenmossen (*Sphagna sp.*) voor. Op het Derde bos (het zoetste en zuurste veenmosrietland) komt verhoudingsgewijs veel Veenmos en Kleine veenbes voor. De brakke veenmosrietlanden herbergen meer ruigere soorten als Gele lis en Riet. Het Land Zonder End herbergt de meeste ruige soorten (o.a. Pitrus).

Het veenmosrietland in het Zuiderveen had de hoogste chlorideconcentratie (afbeelding 6.26 links), met waarden van 350 mg L⁻¹ bovenin en rond 1000 mg L⁻¹ vanaf 25 cm diepte. De drie veenmosrietlanden in het Ilperveld zijn alle aanzienlijk minder brak en verschillen onderling ook sterk (van zoet naar brak; Derde Bos, Land Zonder End, Vlindertuin). Andere kationen dan natrium laten een vergelijkbaar diepteprofiel zien (calcium zichtbaar in afbeelding 6.27, K, Mg zijn niet weergegeven).

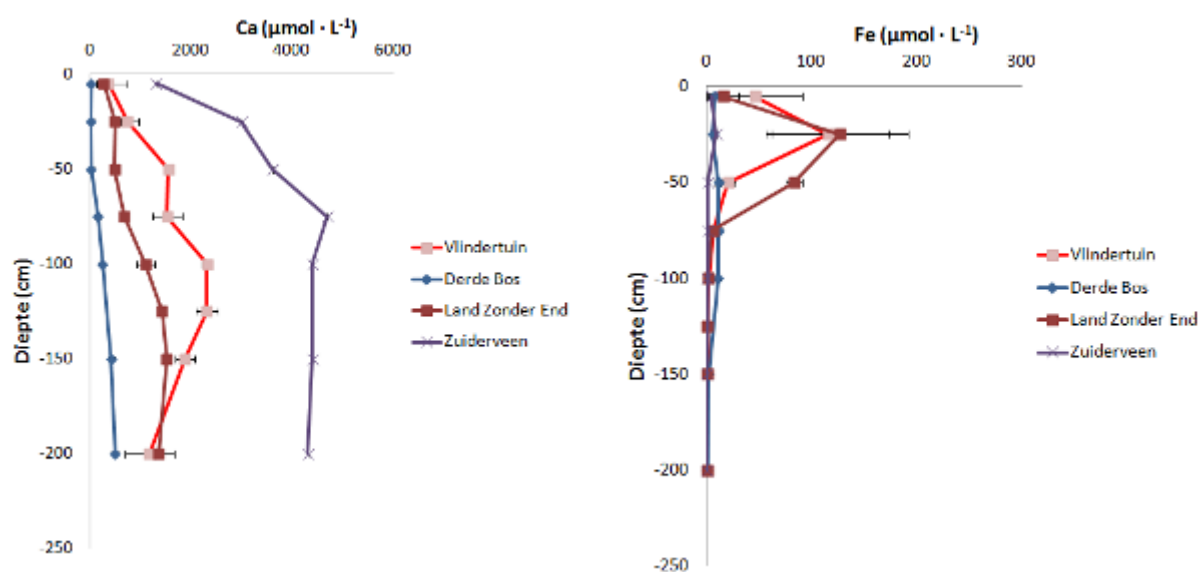
Opvallend is dat in alle veenmosrietlanden veenmossen voorkwamen maar er geen scherpe regenwaterlens zichtbaar was in de diepteprofielen. Dit gold voor zowel de chlorideconcentratie als voor de pH. Wel zagen we dat de calciumconcentratie scherper stijgt in de diepte dan de chlorideconcentratie. De zoetere veenmosrietlanden zijn ook zuurder (zie afbeelding 6.28). De brakke veenmosrietlanden zijn ook rijker in zwavel en in het Zuiderveen en het Land Zonder End worden hogere sulfideconcentraties gemeten, maar niet bij de oppervlakte. Bovenin de zoetere veenmosrietlanden, waar weinig sulfide aanwezig was, is ijzer vrij beschikbaar tot circa 50 cm diepte (zie afbeelding 6.28). In het Zuiderveen waarin tot bovenin het diepteprofiel sulfide werd aangetroffen is het ijzer gebonden en werd geen ijzer in het poriewater gemeten.

De nutriëntenconcentraties in de diepteprofielen vertoonden niet hetzelfde patroon als de chlorideconcentratie. Totaal fosfor- en ammoniumconcentraties stegen sterk vanaf 75 cm diepte.



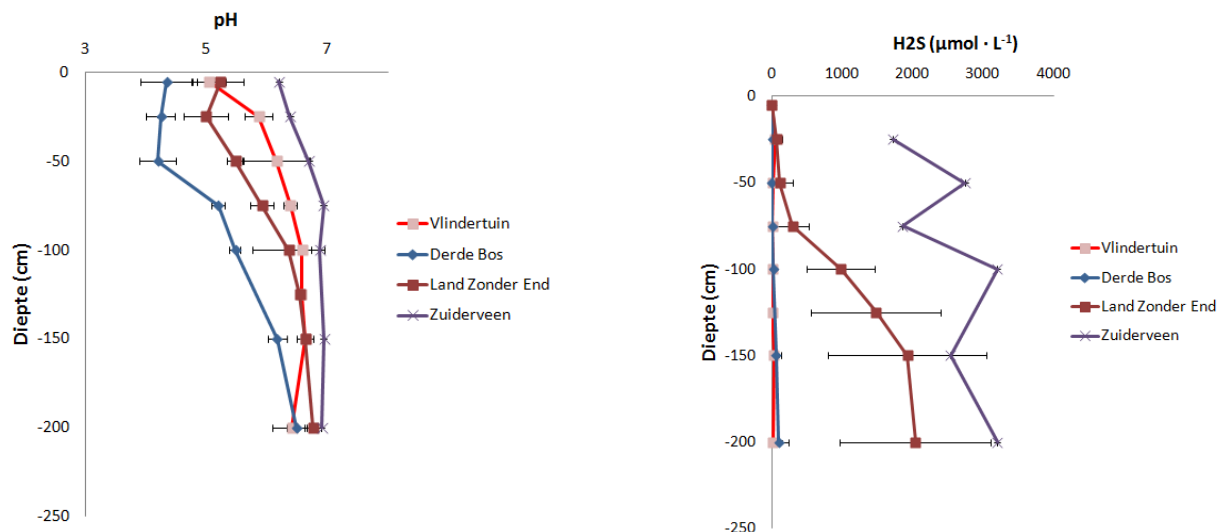
Afbeelding 6.26: De chlorideconcentratie in een diepteprofiel in alle vier de onderzochte veenmosrietlanden (links) en de drie veenmosrietlanden uit het Ilperveld (rechts; uitvergroting van figuur links).

Figure 6.26: The chloride concentrations in a depth profile in all four of the sphagnum reedbeds (left) investigated and the three sphagnum reedbeds in Ilperveld (right; enlargement from figure on the left).



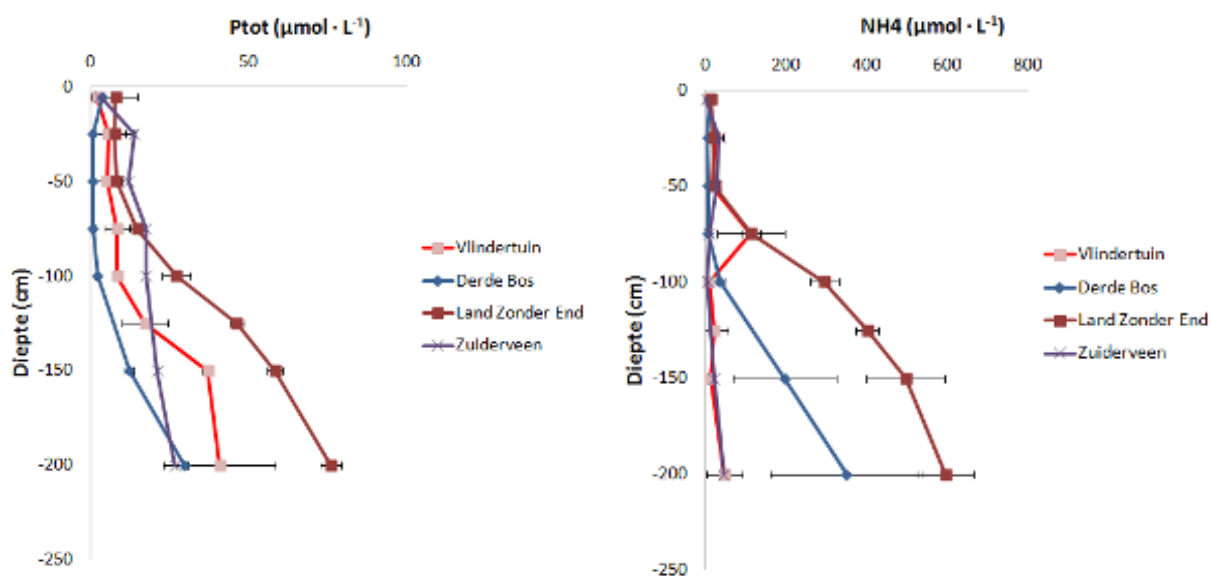
Afbeelding 6.27: Het diepteprofiel van de calciumconcentratie (links) en de ijzerconcentratie (rechts).

Figure 6.27: The depth profile of the calcium concentration (left) and the iron concentration (right).



Afbeelding 6.28: Het diepteprofiel van de pH (links) en de sulfideconcentratie (rechts).

Figure 6.28: The depth profile of the pH (left) and the sulphide concentration (right).



Afbeelding 6.29: Het diepteprofiel van de totaal-fosforconcentratie (links) en de ammoniumconcentratie (rechts).

Figure 6.29: The depth profile of the total phosphorus concentration (left) and the ammonium concentration (right).

7 Discussie

7.1 Doorstroomexperiment

7.1.1 Effecten op de waterbodem

Uitwisseling aan het kationadsorptiecomplex

Uit het doorstroomexperiment blijkt duidelijk dat verbrakking van oppervlaktewater al binnen een week effecten kan hebben op chemische processen bovenin de waterbodem. De door de verbrakking sterk gestegen kat- en anionenconcentraties veroorzaakte op korte termijn al effecten in het poriewater. Door de snelle diffusie van kat- en anionen wordt de bovenste bodemlaag direct beïnvloed. Dit effect is zowel in de constant brak-behandeling als de zoet/brak-fluctuerende behandeling waargenomen.

De stijgende kationconcentraties, met name de sterke stijging van Na, veroorzaken uitwisseling met kationen die geabsorbeerd zijn aan het kationadsorptiecomplex van de waterbodem. Het in de literatuur beschreven vrijkomen van calcium (Loeb *et al.*, 2008; Brouwer *et al.*, 2007) en ammonium (Seitzinger *et al.*, 1991; Rysgaard *et al.*, 1999; Portnoy & Giblin, 1997; Baldwin *et al.*, 2006, Weston *et al.* 2006, Setia *et al.* 2010) is ook in het doorstroomexperiment waargenomen. Ondanks dat calcium ook via de brakwaterbehandeling is toegediend neemt deze in het poriewater toe tot een concentratie die beduidend hoger is dan de concentratie in het behandelingsmedium (3000 μmol per L in de veenbodem en 7000 μmol per L in de kleibodem t.o.v. 2000 μmol per L in het brakwatermedium). Dit duidt op het vrijkomen van calcium van het kationadsorptiecomplex.

Voor alle kationen wordt uiteindelijk een evenwicht bereikt tussen de aan het adsorptiecomplex gebonden fractie en de concentratie in het poriewater. Ook de stijging van de ammoniumconcentratie in het poriewater in de kleibodem is grotendeels toe te schrijven aan de uitwisseling met natrium. In de veenbodem daalt de ammoniumconcentratie in alle behandelingen door uitspoeling naar de waterlaag. Maar ook in het poriewater van de veenbodem vindt uitwisseling van natrium met ammonium plaats wat kan worden afgeleid uit het feit dat de ammoniumconcentratie significant hoger is in de brakwaterbehandeling dan in de zoetwaterbehandeling.

In het poriewater van de kleibodem leidt verbrakking ook tot de verdringing van ijzer van het kationadsorptiecomplex. Portnoy & Giblin, (1997); Baldwin *et al.*, (2006) beschrijven ook dit proces voor anaerobe bodems onder invloed van verbrakking. Doordat de veenbodem een brakke historie heeft is hier vermoedelijk alle ijzer gebonden aan zwavel (pyriet) en hierdoor niet gebonden aan het kationadsorptiecomplex. Dit verklaart waarom de ijzerconcentraties niet stijgen in het poriewater van de veenbodems. De

analyse van de aan het kationadsorptiecomplex gebonden kationen in de bodems duidt, voor beide bodemtypen, ook op lagere ammonium-, calcium-, ijzer- en mangaanconcentraties voor de met brakwater behandelde bodems in vergelijking met de bodems die behandeld zijn met zoetwater.

Vrijkomen en vastleggen van nutriënten

De significante daling van totaal fosfor- en fosfaatconcentraties vindt al plaats bij verbrakking tot 1000 mg Cl/l en kan hoofdzakelijk verklaard worden door precipitatie van fosfaat met calcium (calciumfosfaat, en co-precipitatie met calciumcarbonaat) en ijzer (in mindere mate dan calcium) (Bale & Morris 1981, Morris *et al.*, 1981 en Baldwin *et al.* 2006). De sterkere daling van totaal fosfor- en fosfaatconcentraties in het poriewater van de kleibodem ten opzichte van de veenbodem kan verklaard worden door de hogere calciumconcentratie in het poriewater van de kleibodem. Daarnaast was ook de ijzerconcentratie in het poriewater hoger voor de kleibodem. Het potentiële effect van het vrijkomen van fosfaat door het verdringen van fosfaat van ijzerfosfaat verbindingen door sulfide (Caraco *et al.*, 1989; Roden & Edmonds, 1997; Lamers *et al.*, 1998) heeft geen significante rol gespeeld in het doorstroomexperiment. In de aquaria waren de sulfideconcentraties laag ($< 50 \mu\text{mol/L}$) en werden ook geen verschillen gemeten voor de sulfideconcentraties tussen de behandelingen. De lage sulfideproductie in combinatie met de hoge zwavelconcentraties in de bodem, en de hierdoor vermoedelijk relatief geringe fractie aan ijzergebonden fosforfractie, verklaren waarom fosfaatverdringing door sulfide vermoedelijk weinig is opgetreden.

Vanwege de experimentele opzet waarbij er constant water door de aquaria stroomt, is de uitwisseling en mobilisatie van nutriënten enkel gemeten in het poriewater en niet in de waterlaag. De sterk stijgende calcium- en ammoniumconcentraties in de waterlaag in de stilstandperiode aan het begin van het experiment duiden er echter wel op dat de effecten van verbrakking van de waterbodem grote effecten kan hebben op de oppervlaktewaterkwaliteit. De doorstroming in het experiment had als neveneffect dat ook de zuurstofconcentratie in de waterlaag hoger bleef in vergelijking met een stagnante situatie (bijlage II). Dit stromingseffect komt mogelijk echter beter overeen met de veldsituatie dan een stagnante waterlaag en bleek er toe te leiden dat de toplaag van de bodem aeroob bleef.

Bodemafbraak

De CO₂-productiemetingen in bodemincubaties onder anaerobe omstandigheden laten geen significante verschillen zien tussen de zoetwater- en de brakwaterbehandeling. Loeb *et al.* (2008) en Brouwer *et al.* (2007) beschrijven echter wel een daling in aerobe decompositiesnelheid van organisch stof bij verbrakking. Brouwer *et al.* (in druk) vonden bij een chlorideconcentratie van 8 g/l (200 mmol/l) dat de aërobe CO₂-productie ongeveer was gehalveerd ten opzicht van de CO₂-productie onder zoete condities 0,08 g/l (2 mmol/l). Loeb *et al.* (2008) vonden een reductie van 40% bij een chlorideconcentratie van slechts 1,3 g/l ten opzichte van een concentratie van 0,1 g/l.

De resultaten uit het doorstroomexperiment laten ook zien dat verbrakking op lange termijn geen significant effect heeft op de CO₂-emissie. De eerste CO₂-emissiemeting in het doorstroomexperiment duidde echter wel op een significante remming van de CO₂-emissie in de brakwaterbehandeling en een nog sterkere remming van de afbraak in de brak/zoet fluctuatie behandeling (voor de veenbodem ook significant verschillend). Op langere termijn bleek dit effect te verdwijnen en zijn er geen significante verschillen meer gevonden in CO₂-emissie tussen de behandelingen.

De methaanemissie is significant verlaagd door verbrakking in de veenbodem. Zowel de poriewateranalyses als de bodemincubatie laten dit zien. In de kleibodem is dit effect niet waargenomen. Barlett et al. (1987), Van der Gon (1995) en Baldwin et al. (2006) beschrijven ook een dalende methaanproductie na verbrakking. Dit kan verklaard worden door competitie met sulfaatreducerende bacteriën (die door de toename van sulfaat een competitief voordeel hebben) (Cappenberg, 1974; Scholten & Stams, 1995, Baldwin et al. 2006; Loeb et al., 2007) en mogelijk remming van methaanproducerende (methanogene) bacteriën door chloridetoxiciteit.

Aanwijzingen voor een sterke toename van de afbraak van organisch materiaal als gevolg van een verhoogde sulfaatconcentratie (Lamers et al., 1998, Lamers et al. 2002) zijn in dit experiment niet waargenomen.

Omdat binnen de experimentperiode van het doorstroomexperiment enkel korte-termijneffecten gemeten kunnen worden zijn er behandelingen geënt met sediment uit een brakwatermilieu. De via dit sediment toegevoegde micro-organismengemeenschap blijkt echter geen effecten te hebben op de afbraak van organische stof en de CO₂- en CH₄- emissies.

Fluctuerend verbrakken t.o.v. continu verbrakken

In beide bodemtypen levert de fluctuerende zoet/brak behandeling op langere termijn vergelijkbare effecten op als de continu brak behandeling. Ondanks dat de zoetwaterperiode in de fluctuatie behandeling twee maal zo lang is als de brakwaterperiode levert dit een cumulatief effect op dat aan het eind van het experiment vergelijkbare effecten heeft als de continu brakwaterbehandeling. Naast de toename van kat- en anionen zijn ook de effecten op nutriënten, zoals de dalende fosfaatconcentratie en de stijgende ammoniumconcentratie, significant verschillend ($P < 0,05$) tussen de continu zoet en de zoet/brak-fluctuatiebehandeling in de kleibodem. De effecten van een korte brakwaterinvloed zijn dus groot en moeten met een veel langere zoetwaterperiode weer ongedaan gemaakt worden.

Verschillen tussen sedimenttypen

De effecten van de verbrakking verschillen voor enkele processen per bodemtype. De fysisch en chemische eigenschappen van de bodem beïnvloeden de effecten van verbrakking. De effecten van verbrakking op de fosfaatconcentratie en de interactie tussen de ijzer- sulfide- en fosfaatconcentratie verschilt per bodemtype. Beide bodems zijn rijk aan zwavel, maar verhoudingsgewijs bevat de veenbodem meer zwavel (per massa-eenheid ongeveer 10x hoger) dan de kleibodem. De ijzerconcentratie is in beide bodems vergelijkbaar. In beide bodemtypen was de vrije sulfideconcentratie tijdens het experiment laag, maar de sulfideconcentraties in de veenbodem waren hoger. Dit hoeft echter niet te duiden op een hogere sulfideproductie. Door de hoge ijzerconcentratie in het poriewater van de kleibodem kan het geproduceerde sulfide direct gebonden worden aan ijzer. De ijzerconcentratie in de kleibodem en in het poriewater van de kleibodem is vele malen hoger dan in de veenbodem. Dit betekent dat er in de kleibodems niet-zwavelgebonden ijzer aanwezig is dat in staat is om fosfaat te binden, waardoor de totaal-P concentratie van de bodem ook aanzienlijk kan zijn. In de veenbodem is de zwavelconcentratie zo hoog, dat er geen vrij beschikbaar ijzer is. Hierdoor is er in de veenbodem weinig ijzer beschikbaar om fosfor te binden.

Naast de ijzerconcentratie is ook de calciumconcentratie in de kleibodem veel hoger dan in de veenbodem. Door de hogere calciumconcentratie in de

kleibodem komt er in dit bodemtype tijdens verbrakking meer calcium vrij van het kationadsorptiecomplex in vergelijking met de veenbodem. De hogere calciumconcentratie van het poriewater van de kleibodem betekent dat er in deze bodem ook meer fosfaat kan neerslaan met calcium.

Ook het verschil in structuur van beide bodemtypen beïnvloedt de effecten van verbrakking. Door de stevige en compacte structuur van de kleibodem in vergelijking met de veenbodem trekt er minder oppervlaktewater de bodem in. De uitwisseling met de waterlaag is hierdoor groter voor de veenbodem dan voor de kleibodem.

7.1.2 Effecten op het oppervlaktewater

Door de sterke doorstroming van het oppervlaktewater in de aquaria zijn effecten van de bodem op de waterlaag niet waargenomen. Veel elementen die significant toe zijn genomen in het poriewater zijn niet toegenomen in de waterlaag. De kleine kleideeltjes zorgen echter ook wel voor een verhoogde turbiditeit in het oppervlaktewater boven de kleibodems. Kleideeltjes zijn veel kleiner dan veendeeltjes en wervelen gemakkelijker op. De significant lagere turbiditeit in aquaria met brakwaterbehandeling ten opzichte van de zoetwaterbehandeling is te verklaren door aggregatie en flocculatie van zwevende deeltjes. Tijdens dit proces 'plakken' positief geladen zijanten van zwevende deeltjes (zoals kleideeltjes) aan de negatief geladen, lange, delen van kleideeltjes, waarbij grotere deeltjes ontstaan die sneller bezinken (Sholkovitz 1976). Dit proces is in het doorstroomexperiment zichtbaar in het water boven de kleibodems en in mindere mate ook boven de veenbodems. De turbiditeit van het water boven bodems die zijn geënt met brakke bodem zijn beduidend hoger dan de vergelijkbare behandeling zonder geënte brakke bodem. Vermoedelijk is dit te verklaren door de activiteit van borstelwormen (*Oligochaetae*) die (onbedoeld) met de brakke bodem zijn ingebracht. Doordat deze wormen gedeeltelijk boven het sediment uitsteken en bewegen zorgt dit voor een constante bioturbatie, opwerveling van kleideeltjes en een hogere turbiditeit. De turbiditeit van de waterlaag van met brakke bodem geënte bodem met een constant brakke behandeling is ook significant ($P < 0,05$) lager dan de turbiditeit van met brakke bodem geënte bodems met een zoet/brak-behandeling. In het doorstroomexperiment was duidelijk zichtbaar dat de turbiditeit van het oppervlaktewater van de fluctuatie behandeling steeg tijdens een zoetwaterperioden en daalde tijdens de brakwaterperioden. Het is echter niet duidelijk in hoeverre dit beïnvloed wordt door de eventuele verlaagde activiteit van de borstelwormen onder brakke omstandigheden ten opzichte van een verhoogde sedimentatie onder brakke omstandigheden.

7.2 Enclosure-experiment

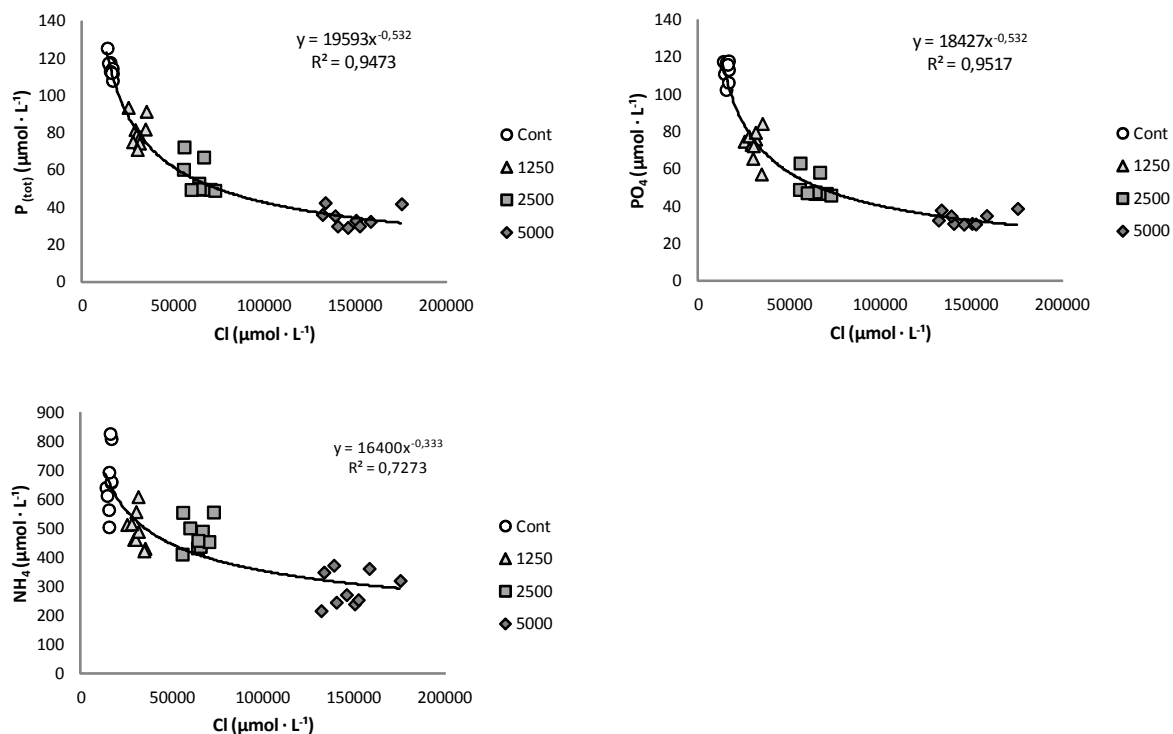
7.2.1 Effecten op de waterbodem

Uitwisseling aan het kationadsorptiecomplex

Evenals in het doorstroomexperiment worden in het enclosure-experiment grote effecten van verbrakking op de chemie van het poriewater van de bodem waargenomen. Ook in het enclosure-experiment veroorzaken de stijgende kationconcentraties, met name de sterke stijging van Na, uitwisseling met kationen die geabsorbeerd zijn aan het kationadsorptiecomplex. Ook hier stijgen calcium- en mangaanconcentraties

in het poriewater bij de brakkere behandelingen. De kationconcentraties, zoals de calcium- en mangaanconcentraties in het poriewater stijgen met een toenemende concentratie van natrium in het oppervlaktewater. Ook in het enclosure-experiment zijn de calciumconcentraties in het poriewater van brakke behandelingen hoger dan de calciumconcentratie in het oppervlaktewater wat duidt op verdringing van calcium van het kationadsorptiecomplex. Uitwisseling van natrium met ijzer is niet waargenomen. Dit is te verklaren door de brakke historie van het IJperveld. Hierdoor is de zwavel- en sulfideconcentratie in de bodem hoog, met als gevolg dat al het oplosbare ijzer gebonden is aan sulfide tot slecht oplosbare ijzersulfides (FeS_x). De door verbrakking stijgende sulfaatconcentratie verhoogt ook de sulfaatreductie en sulfideconcentratie van het poriewater. De sulfideconcentratie stijgt hierdoor tot ver boven het toxische niveau voor aquatische zoetwater flora en -fauna (Smolders et al. 1995, Smolders & Roelofs 1996, Wang & Chapman, 1999; Van der Welle et al., 2008).

De significante daling van de totaal fosfor- en fosfaatconcentraties kan (deels) verklaard worden door de binding van fosfaat met calcium, zoals in het aquariumexperiment (Bale & Morris 1981, Morris *et al.*, 1981 en Baldwin *et al.* 2006). Uit het enclosure-experiment komt naar voren dat hoe brakker het poriewater is des te lager de totaal fosfor- en fosfaatconcentraties zijn in het poriewater zijn (zie afbeelding 7.1). Verbrakking kan ook de afbraak van organisch materiaal remmen waardoor er in de brakkere behandelingen minder fosfor vrijkomt in vergelijking met de zoete behandelingen. Het potentiële effect van het vrijkomen van fosfaat door het verdringen van fosfaat van ijzerfosfaatverbindingen door sulfide (Caraco *et al.*, 1989; Roden & Edmonds, 1997; Lamers *et al.*, 1998) speelt vermoedelijk geen grote rol in het enclosure-experiment omdat er van nature al veel sulfide aanwezig is waardoor alle ijzer al als FeS_x gebonden is. De waargenomen stijging van totaal zwavel en sulfide heeft in dit gebied dus geen belangrijk effect op het vrijkomen van fosfaat.



Afbeelding 7.1: De chlorideconcentratie uitgezet tegen de totaal fosfor, fosfaat en ammonium. Dit zijn gemiddelde concentraties in het poriewater op 15cm diepte in de waterbodem van de enclosures waarbij de periode van januari 2011 tot september 2011 is weergegeven (in deze periode lijkt er een evenwicht in het poriewater te zijn bereikt).

Figure 7.1: The chloride concentration plotted against the total phosphorus, phosphate and ammonium. These are average concentrations in the pore water at 15cm depth in the water bottom of the enclosures where the period from January 2011 to September 2011 is shown (in the same period an equilibrium in the pore water seems to have been attained).

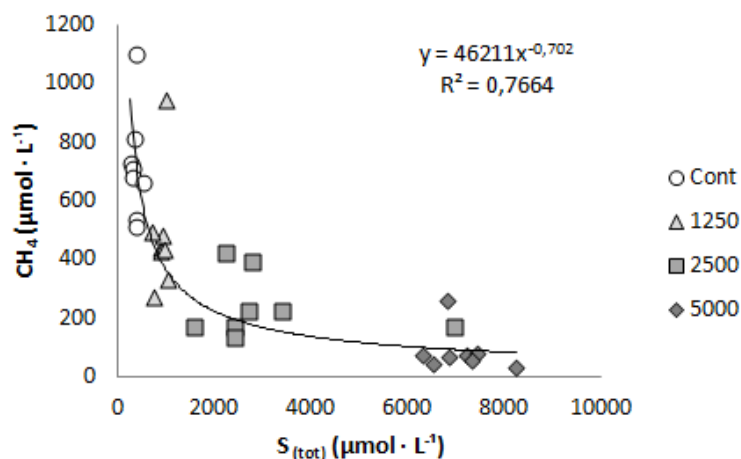
Naast een significante daling van de fosfaatconcentratie in het poriewater in de brakke behandelingen dalen ook de ammoniumconcentraties significant bij de brakke behandelingen. Ook hier vinden we een negatief verband tussen de chlorideconcentratie en de ammoniumconcentratie (afbeelding 7.1). Dit resultaat komt niet overeen met resultaten uit het doorstroomexperiment, waar de ammoniumconcentratie juist toeneemt bij verbrakking. Op basis van resultaten uit een strontiumchloride-extract van de waterbodem uit het IJperveld (afkomstig uit het doorstroomexperiment) kan verondersteld worden dat er veel ammonium aan het bodemadsorptiecomplex gebonden zit. Het fenomeen dat de ammoniumconcentratie in het poriewater daalt gedurende verbrakking kan twee oorzaken hebben. Ten eerste kan de ammoniumconcentratiedaling veroorzaakt worden doordat het ammonium dat vrijkomt van het kationadsorptiecomplex na uitwisseling met natrium diffundeert naar de waterlaag en daar na nitrificatie en denitrificatie als stikstofgas verdwijnt. In de eerste maanden van het experiment stijgt de ammoniumconcentratie in het poriewater in de brakke behandelingen waarna het enkele maanden constant blijft en vervolgens daalt. Tegelijkertijd daalt hierbij de aan het kationadsorptiecomplex gebonden ammoniumfractie waardoor er na het instellen van het nieuwe evenwicht (wanneer de natriumconcentratie in het poriewater niet meer verder toeneemt) er ook minder ammonium in het poriewater aanwezig kan zijn. De ammoniumconcentratie in het poriewater en het aan het

kationadsorptiecomplex gebonden ammonium wordt immers bepaald door evenwichtsreacties.

Ten tweede kan de daling veroorzaakt worden door een remming van de afbraak van organisch materiaal in de bodem door verbrakking waardoor er minder ammonium vrij komt. De fosfaatconcentratie daalt sneller in de brakwaterbehandelingen in vergelijking met de ammoniumconcentratie. Dit kan verklaard worden doordat fosfaat ook afneemt door de precipitatie met calcium (en CaCO_3) en minder beschikbaar kan komen door een geremde afbraak van organisch materiaal. En de ammoniumconcentratie in het poriewater daalt uiteindelijk ook door verbrakking maar minder hard omdat er naast processen die een daling van de ammoniumconcentratie veroorzaken ook processen zijn die zorgen voor een stijging van de ammoniumconcentratie. De daling van ammonium in de winter kan verklaard worden door een daling van de mineralisatie door de lage wintertemperaturen. De stijging aan het eind van de zomer (aug./sep. 2011) zou verklaard kunnen worden door de afbraak van gezonken algen. Ook de verhoogde infiltratie van brakwater ten opzichte van zoetwater door een hogere dichtheid kan hebben bijgedragen aan de verlaging van de nutriëntconcentraties in de onderwaterbodem. Op basis van de siliciumconcentratie als tracer is de daling in nutriëntconcentraties echter sterker dan verklaard kan worden door een mogelijk versterkte wegzijging.

Effecten op bodemafbraak

Gasemissiemetingen en bodemafbraak metingen zijn nog niet verricht in het enclosureexperiment. De daling van de methaanconcentratie in het poriewater in de brakkere enclosure laat echter een duidelijk effect zien op de methaanproductie. In de tweede helft van het experiment blijft de methaanconcentratie redelijk constant, na een sterke daling in de brakke behandelingen in de eerste helft van het experiment (zie afbeelding 6.22). In de tweede helft van het experiment blijkt dat verbrakking de methaanconcentratie in het poriewater voor een langere periode constant laag houdt (afbeelding 7.2).



Afbeelding 7.2: De totaal zwavelconcentratie uitgezet tegen de methaanconcentratie. Dit zijn gemiddelde concentraties in het poriewater in de waterbodem van de enclosures waarbij de periode van januari 2011 tot september 2011 is weergegeven (in deze periode lijkt een evenwicht in het poriewater bereikt).

Figure 7.2: The total sulphur concentration plotted against the methane concentration. These are average concentrations in the pore water in the water bottom of the enclosures where the period from January 2011 to September 2011 is shown (in the same period an equilibrium in the pore water seems to have been attained).

De sterke afname van de methaanconcentratie in het poriewater kan verklaard worden door de remming van methaanproducerende bacteriën. Sulfaatreducerende bacteriën zullen de competitie met methanogene bacteriën voor organische substraten winnen omdat sulfaat een sterkere elektronacceptor is en de reductie van sulfaat meer energie oplevert (Berlett *et al* 1987, Capone Kiene 1988, Lomans 2001, Lamers *et al.* 1998, Loeb *et al.*, 2007). Door verbrakking neemt de sulfaatconcentratie van de waterlaag en de totaal zwavelconcentratie van het poriewater significant toe bij verbrakking. Deze competitie met sulfaatreducerende bacteriën en eventueel sulfidotoxiciteit kunnen ervoor zorgen dat de methaanconcentratie tijdens verbrakking daalt.

Effecten op de omgeving en hydrologie

Om te bepalen wat de effecten van verbrakking op de diepere waterbodem en omgeving zouden kunnen zijn, zijn er metingen verricht op 30 cm en 60 cm diepte. De metingen in het poriewater op 30 en 60 cm diepte laten duidelijk zien dat op 60 cm diepte in de waterbodem al effecten van verbrakking zichtbaar zijn. Door infiltratie van het brakke water in de bovenste decimeters van de waterbodem en diffusie tot dieper dan 60 cm heeft verbrakking tot diep in het veen effecten op de biogeochemie. Processen die eerder in dit rapport zijn beschreven zoals afnemende fosfor- en ammoniumconcentraties en toenemende chloride- en natriumconcentraties zijn ook in de diepere bodem zichtbaar. Ook toenemende sulfideconcentraties en afnemende methaanconcentraties worden op deze diepte teruggemeten. Deze resultaten geven aan dat indien er verbrakking plaatsvindt dit op langere termijn tot diep in de bodem effecten kan hebben.

De sterke daling van de inhoud van de enclosure van de brakkere behandelingen (50% minder inhoud na 1,5 jaar) geeft aan dat de hydrologie in de bodem van de brakke enclosure wordt beïnvloed. Doordat de enclosure gemaakt zijn van een PVC zak geven ze weinig tegendruk en drukt het water dat om de enclosure heen staat de zak naar binnen indien er meer water

vanuit de enclosure de bodem intrekt. De versterkte wegzijging in de brakke behandelingen ten opzichte van de zoetere behandelingen kan twee oorzaken hebben. Ten eerste is de dichtheid van brak water hoger dan die van zoet water, hierdoor is brak water 'zwaarder' dan zoet water en drukt het brakke water uit de enclosure als het ware het zoete poriewater van de bodems weg. Een tweede (aanvullende) verklaring, kan zijn dat door de afname van de methaanconcentratie er minder poriën in de veenbodem gevuld zijn met methaانبellen. Aangezien methaانبellen een groot aandeel van de druk in veen bepalen (Kellner et al. 2004, Kellner & Waddington 2005) kan het wegvallen van deze gasbellen ruimte maken voor water in bodemporiën en de druk vanaf onderaf verminderen. Dit proces kan zichzelf versterken omdat er door de afname van methaانبellen het water dieper de grond in kan trekken en hierdoor ook in de laag hieronder de methaanconcentratie kan verlagen etc. Al met al zou verbrakking in een gebied met netto wegzijging (zoals het IJperveld) de wegzijging kunnen vergroten. Door de hogere dichtheid van brak water ten opzichte van zoet water en de afname van methaan kan verbrakking potentieel de wegzijging en de hydrologie beïnvloeden.

7.2.2 Oppervlaktewater

In het enclosure-experiment is de turbiditeit het laagst in de hoge brakwaterbehandeling. Dit is deels gestuurd door zwevende deeltjes en deels door algengroei. De aggregatie van zwevende deeltjes in de enclosure als gevolg van verbrakking lijkt ondergeschikt aan de algenbloei. Verbrakking tot 1250 mg Cl^{-1} en 2500 mg Cl^{-1} lijkt echter juist de algengroei te stimuleren. De helderheid van de 5000 mg Cl^{-1} behandeling is mogelijk te verklaren door een fysiologisch te brak milieu voor de aanwezige algen (Barker *et al.* 2008). De sterke algengroei in de middelbrakke behandeling (2500 mg Cl^{-1}) zou beïnvloed kunnen worden doordat met deze chlorideconcentratie de dichtheid van zoöplankton wordt verlaagd en dat (door het wegvallen van predatie) de algenbiomassa hierdoor toeneemt (Barker *et al.* 2008). Dit is echter niet in detail onderzocht. Het afsluiten van de waterkolom van de omgeving door het plaatsen van de enclosure heeft vermoedelijk invloed op deze resultaten, (zie paragraaf effecten van de enclosures, later in de discussie). Uit het experiment blijkt dat de algengroei ook onder brakke omstandigheden gestimuleerd wordt door toevoeging van extra nutriënten. Dit betekent dat de herkomst van het water waarmee verbrakt wordt en dat sterk kan verschillen in nutriëntenconcentratie (tabel 2.2) een grote invloed kan hebben op de algengroei.

Bij verbrakking van de waterlaag wordt de waterkwaliteit direct beïnvloed door een sterke kation- en anionconcentratijstijging. Deze sterke stijging heeft dan ook direct effect op processen in het oppervlaktewater. Naast de directe stijging van alle met zeezout toegediende elementen is er een sterke daling van de fosfaat- en totaal fosforconcentratie zichtbaar. Hoe brakker het oppervlaktewater, hoe sneller de fosfaat- en fosforconcentratie dalen. De directe snelle daling van de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater is mogelijk te verklaren door de co-precipitatie van fosfaat met calciumcarbonaat wat gevormd wordt doordat er een overschot aan calcium ontstaat in de waterlaag na toediening van zeezout bij een hoge pH. Dit kan ook verklaard worden door een sterkere daling van de calciumconcentratie ten opzichte van de chlorideconcentratie tijdens de vorming van een zoetwaterlens. In de meest brakke behandeling daalt de calciumconcentratie sneller en tot een lagere concentratie in vergelijking tot andere met zeezout

toegediende elementen en in vergelijking tot de andere behandelingen. Op langere termijn daalt de fosfaatconcentratie in alle enclosures doordat de nalevering vanuit de bodem verminderd in de brakke behandelingen (door de precipitatie van fosfaat met calcium in de bodem). Ook wordt er geen fosfaat meer aangevoerd omdat de enclosure is afgesloten van de omgeving. In de behandelingen waar extra fosfaat is toegediend daalt dit sneller in de brakwaterbehandeling met nutriënten dan in de zoetwaterbehandeling met nutriënten. De ammonium- en nitraatconcentraties in het oppervlaktewater worden niet beïnvloed door de brakwaterbehandeling en zijn relatief laag gedurende de hele looptijd van het experiment. Enkel op momenten na toedienen van ammoniumnitraat in de nutriëntenbehandelingen is de ammoniumconcentratie hoger in vergelijking met de andere behandelingen. Doordat de oppervlaktewatermonsters 15 cm onder het oppervlak genomen worden (in een waterkolom van 150 cm) zijn er geen effecten van nalevering van de bodem op de waterlaag waargenomen.

Stratificatie

Stratificatie kan in de brakke behandelingen optreden door de afname van waterbeweging en golfwerking in de enclosures. Stratificatie ontstaat door een laag zoet neerslagwater dat op de brakkere waterlaag komt te staan. Begin 2011 is er weer zout toegevoegd en is de waterlaag om de 14 dagen gemengd, wat tot juli 2011 goed bleek te werken. Hierna is er ondanks het mengen toch weer stratificatie opgetreden. De opgetreden stratificatie is waarschijnlijk grotendeels veroorzaakt door het afsluiten van de waterlaag van de omgeving, door de plaatsing van de enclosures. Dit duidt er wel op dat stratificatie ook onder veldcondities in de haarvaten (meer geïsoleerde, kleinere oppervlaktewateren) van een verbrakt watersysteem kan ontstaan. Het ontstaan van zoutstratificatie wordt geregeld waargenomen in situaties waar brak en zoet water bij elkaar komen. Dit kan grote gevolgen hebben op chemische processen en aquatische organismen. Stratificatie van de waterlaag kan transport van elementen als zuurstof naar de bodem en nutriënten naar de bovenlaag van het water remmen en hierdoor direct de in het water levende organismen beïnvloeden. Doordat het oppervlaktewater onderin de enclosure altijd de chlorideconcentratie van de behandeling behouden heeft zijn er geen effecten van de stratificatie op de waterbodem waargenomen.

Effecten van de enclosures

Na het plaatsen van de enclosures is de waterlaag van de omgeving afgesloten en zijn windwerking en stroming sterk gereduceerd. Enkele parameters worden hierdoor sterk beïnvloed en verschillen ook significant tussen de controlebehandeling met enclosure en controlebehandeling zonder enclosure. Door de verminderde windwerking en stroming heeft de controle-enclosure een significant ($P < 0,05$) lagere turbiditeit in vergelijking met de situatie in de watergang. Ook de pH is significant ($P < 0,05$) hoger in alle enclosurebehandelingen in vergelijking met de controlemetingen in de watergang, waarschijnlijk doordat er minder zuurstof bij de bodem kon komen, waardoor er meer reductie (en dus zuurbuffering) plaatsvond. Doordat de enclosure een waterkolom afsluit van de omgeving is er gedurende het experiment geen contact meer met het water in de watergang. Ammonium- en fosfaatconcentraties dalen dan ook sneller in de enclosure-behandelingen terwijl concentraties in de watergang door de externe aanvoer van nutriënten worden beïnvloed. Ook is er geen dispersie via de waterfase van flora en fauna naar de enclosures mogelijk.

7.3 Veenmosrietlanden

Op basis van vegetatiesamenstelling verschillen de veenmosrietlanden onderling, op alle locaties komen echter veenmossen (*Sphagna sp.*) voor. Op 'het Derde bos' (het zoetste en zuurste veenmosrietland) komt verhoudingsgewijs veel Veenmos en Kleine veenbes voor. De brakkere veenmosrietlanden herbergen meer ruigte soorten als Gele lis en Riet. Het Land Zonder End herbergt de meeste ruigte soorten (o.a. Pitrus). Uit de bodemporiewaterprofielen van de veenmosrietlanden komen duidelijk verschillen naar voren tussen pH, en chloride-, calcium-, bicarbonaat-, en sulfideconcentraties. Opvallend is dat er geen duidelijke zoetwaterlenzen op de veenmosrietlanden aangetroffen zijn, enkel in het meest brakke veenmosrietland is een regenwaterlens zichtbaar. Diepteprofielen van nutriëntenconcentraties zijn niet vergelijkbaar met de diepteprofielen van de chlorideconcentratie. Nutriëntenconcentraties in veenmosrietlanden worden vermoedelijk sterker bepaald door de historie van het veenmosrietland en de samenstelling van het veen (wel of geen bemesting, beweiding, verdroging, stikstofdepositie) dan de chlorideconcentratie. Wel valt op dat de calcium- en de bicarbonaat concentraties afnemen in de diepte en in de toplaag waar de veenmossen groeien lager zijn dan dieper in de bodem.

In vervolgonderzoek wordt er gekeken hoe de productie van koolstofdioxide, methaan en de decompositiesnelheid in een dieptegradiënt veranderd en hoe dit de nutriëntenconcentratie kan beïnvloeden. Daarnaast is er aan het einde van dit onderzoek een veldexperiment gestart waarin de effecten van de onderliggende bodem op de veenvorming worden onderzocht. Doormiddel van het inbrengen van water met verschillende chlorideconcentraties in de bodem, wordt onderzocht hoe dit de veenvorming in veenmosrietlanden beïnvloed. Dit water wordt in drie concentraties zoet (huidige concentratie), zeer zwak brak (1000 mg Cl/l) en zwak brak water (2500 mg Cl/l) op twee veenmosrietlanden toegevoegd (een zoete, het Derde Bos en een brakkere, de Vlindertuin, beide in het Ilperveld). In het jaar 2012 wordt dit experiment voortgezet en wordt er onderzocht in hoeverre biogeochemische processen de er voorkomende vegetatie beïnvloeden. Ook zal onderzocht worden in hoeverre verbrakking van veenmosrietlanden de veenvorming en vegetatieontwikkeling kan beïnvloeden en welke processen sturend zijn.

7.4 Effecten verbrakking: Samenvatting van het onderzoek

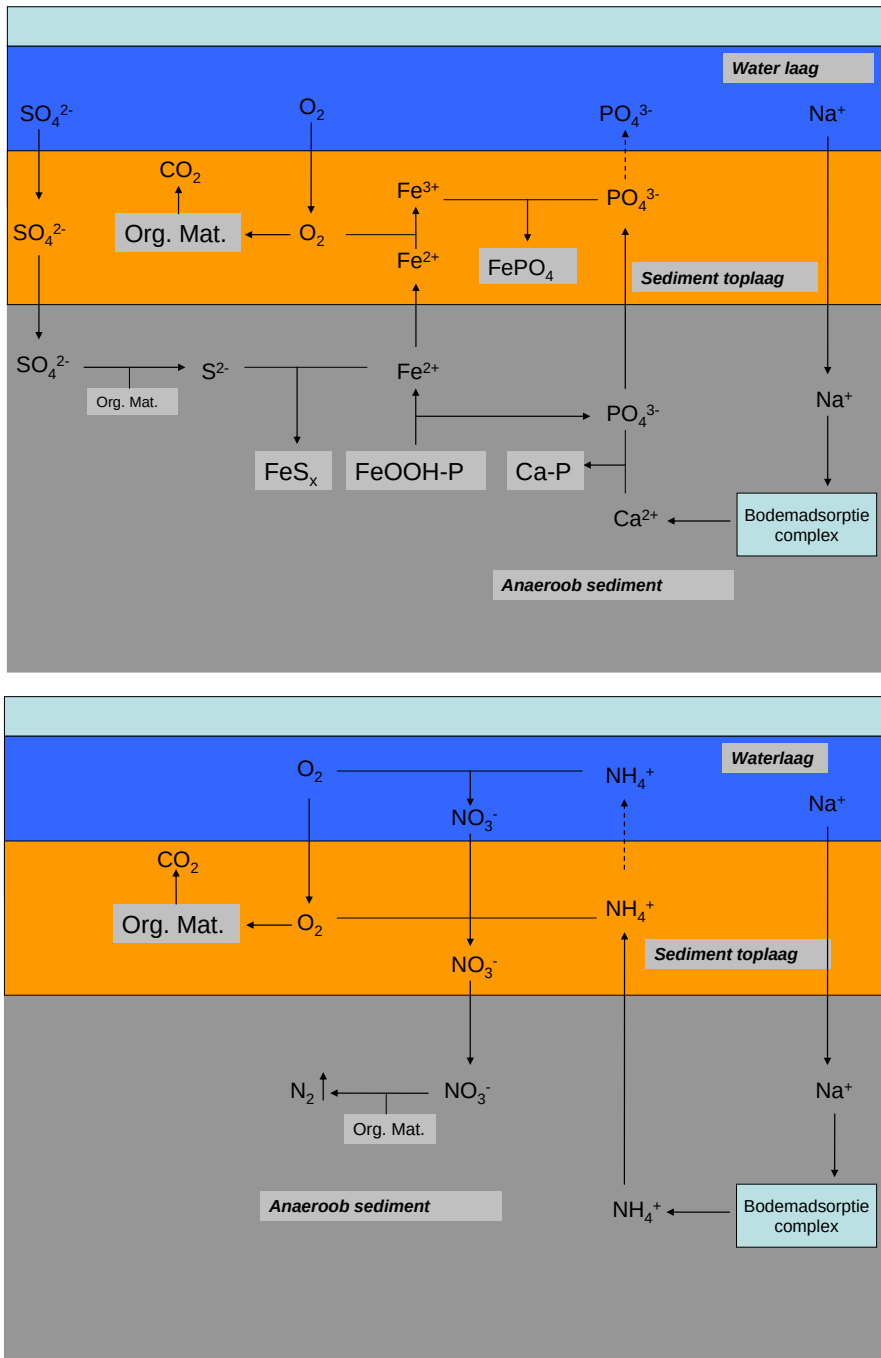
7.4.1 Effecten op de waterbodem

Beïnvloedt verbrakking de trofiegraad?

Uit ons onderzoek blijkt duidelijk dat verbrakking van het oppervlaktewater de fosforconcentraties in het poriewater van de bodem doet dalen. De mate van fosfordaling wordt beïnvloed door de bodemchemische eigenschappen van de bodem onder invloed van verbrakking. Hoge concentraties aan calcium of ijzer in het bodemvocht versterken de precipitatie van fosfaat. Dit komt doordat calcium, en in mindere mate ijzer, vrijkomen van het kationadsorptiecomplex door uitwisseling met natrium uit de verbrakte waterlaag, en precipiteren met fosfaat. Daarnaast kan verbrakking de afbraak van organisch materiaal en de nutriëntenmineralisatie remmen, wat leidt tot een daling van de fosfaatconcentratie.

Voor stikstof ligt dit anders. Verbrakking kan zowel een stijging als daling van ammoniumconcentraties in het poriewater veroorzaken, wat belangrijk is in het licht van stikstoflimitatie van veel brakke systemen. De respons is afhankelijk van de hoeveelheid ammonium die aan het kationadsorptiecomplex gebonden zit en vrij kan komen tijdens verbrakking. Daarnaast speelt ook de mate waarin (het vrijgekomen) ammonium wordt genitrificeerd. Bovendien kan een door verbrakking veroorzaakte remming van afbraak van organisch materiaal leiden tot een daling van de ammoniumconcentratie. Verder onderzoek moet uitwijzen of verbrakking op lange termijn de afbraak van organisch materiaal en de denitrificatie (stikstofverlies naar de atmosfeer) beïnvloedt.

De door verbrakking stijgende zwavelconcentratie kan theoretisch de anaërobe afbraak van organische stof verhogen via sulfaatreductie én door een verhoging van de sulfideproductie fosfaat van ijzerfosfaatverbindingen verdringen (Caraco *et al.*, 1989; Roden & Edmonds, 1997, Lamers *et al.*, 1998, Lamers *et al.* 2002, Brouwer *et al.*, in druk.). Dit effect is echter niet waargenomen in de verschillende verbrakkingsexperimenten. Hoewel de sulfideconcentratie in het veldexperiment sterk steeg in de verbrakkingsbehandelingen, daalde de totaal fosfor- en fosfaatconcentratie in het poriewater juist. Het extra sulfaat dat met het brakke water wordt aangevoerd, blijkt dus relatief weinig effect te hebben in systemen die al lange tijd rijk zijn aan zwavel en/of arm aan ijzer. In voormalig brakke zwavelrijke systemen, zoals het IJperveld, vindt van nature onder zoete condities ook al veel sulfideproductie plaats in de anaërobe waterbodem en is er als gevolg hiervan weinig ijzer beschikbaar. Door de lage ijzerconcentraties en het van nature aanwezige waterstofsulfide is er weinig fosfaat aan ijzer gebonden en juist veel zwavel aan ijzer gebonden. Hierdoor kan er maar weinig extra fosfaat vrijkomen als de sulfaatconcentratie stijgt door verbrakking. Zoete ecosystemen en ijzerrijke bodems kunnen echter wel gevoelig zijn voor interne fosfaatmobilisatie door sulfaat aangevoerd via verbrakking (Smolders *et al.* 1995, Beltman *et al.* 2001, Lamers *et al.* 1998, Lamers *et al.* 2002). De door verbrakking gestegen sulfaatconcentratie zorgt wel voor een verhoogde sulfideproductie en ophoping van waterstofsulfide. Dit kan de groei van wortelende waterplanten en de bodemfauna negatief beïnvloeden. Brakwatersoorten zijn echter toleranter voor sulfide dan zoetwatersoorten.



Afbeelding 7.3: Schematische weergave van chemische processen die optreden als gevolg van verbrakking. Met de interactie tussen verbrakking, sulfaat en fosfaat (boven), de interactie van verbrakking en de stikstofkringloop (onder).

Figure 7.3: Schematic representation of chemical processes that occur as a result of becoming brackish. With the interaction between becoming brackish, sulphate and phosphate (above), the interaction of becoming brackish and the nitrogen cycle (below).

Bodemafbraak en broeikasgas-emissie

Uit de experimenten blijkt dat verbrakking de decompositiesnelheid niet sterk beïnvloedt. Uit de literatuur is wel een daling van de decompositiesnelheid door verbrakking beschreven (Loeb et al., 2008). De anorganische koolstofconcentraties van het poriewater, de CO_2 -emissies en de CO_2 -productie onder anaerobe condities, werden in de uitgevoerde experimenten

niet significant beïnvloed door verbrakking. De methaanconcentratie in het poriewater en de anaerobe CH₄-productie wordt in veenbodems wel significant verlaagd door verbrakking. De geremde anaerobe methaanproductie kan verklaard worden door remming van methaanproducerende bacteriën door competitie met sulfaatreducerende bacteriën (die door de toename van sulfaat energiek competitief voordeel hebben; Cappenberg, 1974; Lovley & Klug, 1983; Prime, 1994; Scholten & Stams, 1995, Baldwin et al. 2006) en chloridetoxiciteit. In de kleibodem zijn geen effecten van verbrakking op methaanconcentraties en -productie gevonden. De effecten van verbrakking op de afbraak van organische stof onder aerobe condities (dus boven de grondwaterspiegel), is in deze studie niet onderzocht.

Vaste of wisselende zoutconcentraties?

Brakwatergebieden worden gekenmerkt door wisselende zoutconcentraties op verschillende tijdschalen. Uit de resultaten van het doorstroomexperiment blijkt dat zowel in de veen- als de kleibodem een fluctuerende zoet/brak-situatie biogeochemisch op langere termijn vergelijkbare effecten oplevert als de continu brak situatie. Zowel de effecten op nutriëntenconcentraties als de effecten op decompositiesnelheid zijn vergelijkbaar. Uit de literatuur zijn geen studies bekend waarin effecten van continu en fluctuerend verbrakken op biogeochemie vergeleken worden. Voor microbiële processen, zoals de afbraak van organisch materiaal, hoeft dit niet het geval te zijn en kan een zoutfluctuatie wel een remming in activiteit opleveren. Beheertechnisch en financieel gezien kan fluctuerend of 'dynamisch' verbrakken dezelfde resultaten opleveren als continu verbrakken en hierom een meer aantrekkelijke optie zijn, aangezien er dan minder verbrakkingswater aangevoerd hoeft te worden. Vanuit een ecologisch oogpunt is een brakwatermilieu vaak juist een milieu met schommelende chlorideconcentraties en niet een milieu met een constante chlorideconcentratie.

Zijn de effecten duurzaam?

De uit de experimenten voortkomende resultaten betreffen relatief korte-termijneffecten. Op lange termijn zouden de effecten van verbrakking anders kunnen zijn. Bij langdurig verbrakken worden chemische evenwichten tussen de waterlaag en de waterbodem uiteindelijk bereikt en wordt er bijvoorbeeld steeds minder calcium en ijzer van het kationadsorptiecomplex gemobiliseerd. De potentieel uitwisselbare concentratie kationen op het kationadsorptiecomplex, zoals calcium, ammonium en ijzer zullen langzaam afnemen. Na een bepaalde periode is het voor fosfaatprecipitatie beschikbare calcium in het poriewater, bijvoorbeeld sterk gedaald. Hierdoor zal het nieuwe door decompositie geproduceerde fosfaat minder gemakkelijk gebonden worden. Een fluctuerend zoetwater-/brakwatermilieu kan daarom op langere termijn meer effect opleveren dan een continu zoetwater- of continu brakwatermilieu.

Ook de effecten van verbrakking op door micro-organismen gestuurde processen, zoals de decompositie van organisch materiaal, kunnen verschillen op korte en lange termijn. De microbiologische gemeenschap kan zich op den duur aanpassen aan de brakkere omstandigheden. Het enten met bodem uit een brak milieu in het doorstroomexperiment bleek weinig effecten te hebben op de decompositie. Uit de anaerobe bodemincubatie blijkt dat de geënte veenbodems juist een significant lagere CO₂-productie hebben. Vele studies (Laura 1974, Olsen et al. 1995, Nelson et al. 1996, Frankignoulle et al. 1998, Pathak & Rao 1998, Rietz & Hayes 2003, Sardinha et al. 2003, Baldwin et al. 2006, Loeb et al. 2008, Setia et al. 2010) hebben wel een geremde decompositie gevonden als gevolg van verbrakking. Dalende fosfaat- en

ammoniumconcentraties in het poriewater van de uitgevoerde experimenten kunnen duiden op geremde decompositie. Een fluctuerende chlorideconcentratie biedt fysiologisch veel meer stress dan constant zoet water of brak water. Theoretisch zou een fluctuatie van zoet water en brak water de decompositiesnelheid op langere termijn kunnen verlagen. De tijdens dit onderzoek uitgevoerde experimenten zijn echter van te korte duur om uitspraken over lange-termijneffecten op decompositie te kunnen doen. Een veldexperiment zou een fluctuatie met langere perioden laat mogelijk meer effecten zien. In deze studie bleek dat de ionenconcentraties in het poriewater tijdens de zoetwaterperiode volgend op een brakwaterperiode slechts langzaam naar een zoetwatermilieu herstellen. Een waterbodem verbrakt dus sneller dan dat hij weer verzoet. Om met een zoet/brak-fluctuatie van het oppervlaktewater ook een zoet/brak-fluctuatie in de waterbodem te veroorzaken moeten de fluctuaties dus zodanig zijn dat de zoetwaterperiode relatief langer is dan de brakwaterperiode.

De in het enclosure-experiment gemeten verhoogde wegzijging van oppervlaktewater vermindert vermoedelijk indien het oppervlaktewater weer verzoet. Bij verzoeting van het oppervlaktewater neemt de dichtheid van het oppervlaktewater en hiermee de 'druk' van boven af en trekt er maar langzaam weer zoeter water het sediment in. Als gevolg van verzoeting van de waterbodem zal op lange termijn de methaanproductie ook weer toenemen waardoor bodemporiën weer met methaانبellen gevuld zullen worden.

7.4.2 Effecten op oppervlaktewater

Verbrakking van oppervlaktewater heeft directe gevolgen op processen in de waterlaag. Zwevende deeltjes flocculeren sneller in brakwater dan in zoetwater (Sholkovitz 1976). Hierdoor bezinken zwevende deeltjes sneller en komen de uit het sediment opgewervelde deeltjes minder snel in suspensie, een proces dat ook van estuaria bekend is (Eisma 1986, Till et al 2001). Dit proces is duidelijk waargenomen voor kleibodems maar blijkt in mindere mate bij veenbodems plaats te vinden. Het doorstroomexperiment laat ook zien dat een relatief korte brakwaterperiode de turbiditeit van de waterkolom snel kan verlagen. Het sediment werd echter weer opgewerveld door bioturbatie in de zoetwaterperiode. Het duurzame effect van verbrakking berust op het feit dat de tijdens brakwater door flocculatie gevormde en bezonken grotere deeltjes minder gemakkelijk resuspenderen.

Verbrakking van het oppervlaktewater kan directe effecten hebben op de groei van algen (Pilkaityte et al. 2004, Redden & Rukminasari, 2008). Uit het binnen dit onderzoek uitgevoerde enclosure-experiment komt echter geen duidelijk verbrakkingseffect op de chlorofyl-a concentratie naar voren. Verbrakking tot 2500 mg Cl/L blijkt de algengroei juist te stimuleren in plaats van te verlagen. Een uit de literatuur bekend afname van zoöplankton bij verbrakking (Barker et al. 2008) zou dit via verlaagde begrazing kunnen verklaren. Los van dit effect top-down effect kan de sterk dalende nalevering van fosfaat- en ammonium vanuit de bodem in de brakke behandelingen de algengroei juist weer remmen. De meest brakke behandelingen hadden inderdaad een lagere chlorofyl-a concentratie. Het effect van de afsluiting van de waterkolom van de omgeving door de enclosure kan echter grote gevolgen hebben gehad op begrazing in de enclosure, waardoor een vertekend beeld ontstond. Bij verbrakking op grotere schaal zal de microfaunapopulatie makkelijker veranderen.

Tijdens verbrakking van oppervlaktewater in weinig door stroming en windwerking beïnvloedde gebieden bestaat een kans op stratificatie van de waterlaag door verschillen in dichtheid van zoet en brak water (Schroeder et al 1990, Sammut et al. 1994). Hoe brakker het water is hoe sneller er stratificatie kan ontstaan, met name in een periode met veel regen. De in de enclosures ontstane stratificatie is natuurlijk onder relatief kunstmatige omstandigheden opgetreden. Vergelijkbare effecten kunnen verwacht worden in kleinere watergangen die weinig door wind en stroming beïnvloed worden. Hierdoor kan er naast de horizontale brak-zoetgradiënt in een gebied ook op kleine schaal een verticale brak-zoetgradiënt ontstaan tijdens stratificatie van de waterlaag. De flora en fauna op de oever en het landgebruik op de omliggende percelen zal hierdoor minder door brakwater beïnvloed worden. Hierdoor kan er een situatie ontstaan waarbij sprake is van een combinatie van een brak milieu dieper in de sloten en een omringende minder brakke/zoetere oevers. Bij het ontstaan van een dikke zoetwaterlens, kan de aanvoer van nutriënten uit de bodem via het brakke water naar deze lens zodanig geïsoleerd worden, dat algengroei in de toplaag van het water geremd wordt.

7.4.3 Effecten op flora en fauna

Binnen dit deel van het onderzoek lag de focus op biogeochemische processen, met uitzondering van algengroei. Vervolgonderzoek zal zich moeten toespitsen op de directe gevolgen van deze effecten op flora en fauna.

Verbrakking heeft een directe invloed op de osmotische druk van de waterlaag en zorgt er hierdoor voor dat er alleen een selecte groep brakwatersoorten voor kan komen (afbeelding 2.3). Dit zal dus directe gevolgen hebben voor de voorkomende zoetwaterflora en -fauna. Fluctuatie van chloride- en natriumconcentraties verhogen de fysiologische stress in grote mate. Juist de in de tijd fluctuerende zoutconcentratie kunnen voor een milieu met brakwatergemeenschappen zorgen.

Directe (en indirecte) toxiciteitseffecten van verbrakking vinden ook plaats in de waterbodem. Zoals duidelijk uit dit onderzoek naar voren komt, kan verbrakking van de waterbodem grote gevolgen hebben voor de in de bodem voorkomende organismen. Zo kan het vrijkomen van ammonium van het adsorptiecomplex, waargenomen in het doorstroomexperiment, toxisch zijn voor aquatische planten (Roelofs et al 1991, Smolders et al 1996, Armstrong 1996, Van Katwijk 1997). Ook de door verbrakking toenemende sulfideconcentratie is toxisch voor in de bodem voorkomende fauna en wortelende waterplanten. Een fluctuerende brak-zoet situatie heeft vergelijkbare effecten op de ammonium- en sulfideconcentratie als een constant brak milieu. Een fluctuerend zoet-brak milieu lijkt op basis van de hierboven beschreven effecten op lange termijn vergelijkbare fysiologische stress op te leveren als een constant brak milieu. Hoe fluctuerende zoutgehalten uiteindelijk doorspelen op het voorkomen van soorten, interacties tussen soorten en het voedselweb is nog onduidelijk.

8 Conclusies en aanbevelingen

8.1 Conclusies

Waterbeheer verbrakking

Binnen het onderdeel 'waterbeheer verbrakking' is aandacht geschonken aan potentiële locaties en technische mogelijkheden voor verbrakking. De meest kansrijke lokaties voor herstel van brakwaternatuur liggen logischerwijs aan de kust en in laag Nederland. Hier wordt vanuit functies (zoetwatervoorziening, landbouw) vaak gestreden tegen de zoutwaterinvloed. Deze studie heeft zich beperkt tot de aanwezigheid van zoutbronnen. Of een locatie werkelijk kansrijk is om te verbraken hangt uiteraard van veel meer factoren - dan alleen de aanwezigheid van een zoutbron - af. De kaarten die in dit rapport zijn opgenomen hebben een beperkt detailniveau, maar geven wel een landelijk beeld. Een hoger detailniveau kan bereikt worden door gebruik te maken van andere studies en beschikbare grondwatermodellen. Welke maatregelen genomen moeten worden om tot herstel van brakwaternatuurwaarden te kunnen komen, kan niet in algemene zin worden bepaald. Per gebied zal - zoals in de IJperveld-casus - onderzocht moeten worden hoe het systeem functioneert en wat het effect van verschillende maatregelen is. Uit de IJperveld casus blijkt dat het zeer goed mogelijk is om dit voormalige brakke veenweidegebied weer in voldoende mate te verbrakken. Na de uitwerking van de IJperveld-casus bleek dat de gewenste zoutconcentraties waarschijnlijk nog wat hoger liggen. Daarbij is het de vraag of er wel een continue inlaat nodig is. Een optimaal beheer zou kunnen bestaan uit tijdelijke inundaties met zeer brak water. Dit lijkt tevens het meest op de situatie zoals die in het verleden voorkwam.

Biogeochemische processen

Verbrakking van oppervlaktewater heeft grote directe en indirecte effecten op biogeochemische processen in het water en de waterbodem.

- Verbrakking van het oppervlaktewater heeft op korte termijn direct effecten op de waterbodem doordat er snelle inzijging en diffusie optreedt, de waterbodem in.
- De stijging van de natriumconcentratie in het poriewater leidt tot de verdringing van andere kationen, zoals calcium, mangaan, ijzer en ammonium, van het kationadsorptiecomplex van de bodem. Hierdoor stijgen de concentraties van deze ionen in het poriewater van de bodem.
- Verbrakking leidt op korte termijn tot een sterke afname van de fosforconcentratie in het poriewater. Dit kan verklaard worden door de binding (precipitatie) met calcium, en mogelijk ook geremde decompositie van organisch materiaal.
- Door uitwisseling met het kationadsorptiecomplex kan er ammonium gemobiliseerd worden tijdens verbrakking. Aanvankelijk leidt dit niet tot een daling van de concentraties in het poriewater omdat de nalevering

vanuit het bodemadsorbtiecomplex gelijke tred houdt met de nalevering van het poriewater naar de waterlaag. Wanneer op langere termijn de concentratie aan het bodemadsorbtiecomplex daalt, neemt ook de concentratie in het poriewater af. Ook kan een geremde decompositie van organisch materiaal bijdragen aan een dalende ammoniumconcentratie.

- De tijdens verbrakking stijgende sulfaatconcentratie veroorzaakt een hogere sulfaatreductie en waterstofsulfideconcentratie in de waterbodem.
- In voormalig brakke veengebieden blijkt het gevormde sulfide netto geen fosfaat te mobiliseren. In waterbodems zonder brakke historie, waar minder zwavel aanwezig is en veel fosfaat aan ijzer gebonden is kan verbrakking wel tot fosfaatmobilisatie leiden.
- Verbrakking blijkt weinig effect te hebben op de anaërobe decompositie van organisch stof. De productie van CO₂ onder anaerobe condities wordt niet significant beïnvloed door verbrakking. De productie van methaan en de methaanconcentratie in het veld wordt echter wel sterk geremd door verbrakking. Dit is waarschijnlijk het gevolg van een toename van sulfaatflux naar het sediment, waardoor de methanogenese wordt geremd.
- Een fluctuatie van het zoutgehalte (afwisselend zoet- en brakwater) blijkt op den duur vergelijkbare effecten voor bodem, biogeochemie en decompositie op te leveren als het handhaven van continue hoge zoutgehaltenes.
- Verbrakking blijkt ook effecten te kunnen hebben op inzijging van water in de bodem. Door de toename van de dichtheid van het oppervlaktewater door verbrakking neemt de inzijging toe. De door sulfaat en mogelijk osmotische stress geremde activiteit van methaanproducerende bacteriën, en hiermee een afname van het volume aan methaangasbellen in de bodem, kan de inzijging van brakwater vergroten.
- Verbrakking van oppervlaktewater versterkt de flocculatie van zwevende deeltjes waardoor de turbiditeit daalt.
- Verbrakking van de waterlaag verhoogt de kans op stratificatie van het oppervlaktewater door dichtheidsverschillen tussen brak- en zoetwater in voor wind en stroming beschutten locaties.
- De hypothese dat een regenwaterlens bepalend is voor het succes van veenmosgroei en de ontwikkeling van veenmosrietlanden is in dit onderzoek niet bevestigd.
- De door verbrakking gestegen kat- en anionconcentratie kan fysiologische stress opleveren voor de in het gebied voorkomende soorten. Ook kunnen de indirect door verbrakking gestegen ammonium- en waterstofsulfideconcentraties in de waterbodem toxisch zijn voor organismen in de bodem en in de bodem wortelende planten.

8.2 Aanbevelingen

Resultaten uit het literatuuronderzoek en de experimenten hebben de kennis over de effecten van verbrakking vergroot. Naast de nieuwe inzichten heeft het onderzoek ook vele nieuwe vragen opgeleverd.

Opschaling naar systeemanalyse

Het is van belang onderzoek te doen naar de effecten van verbrakking op grotere schaal in een veldsituatie. In een grootschaliger veldexperiment kunnen zowel effecten op biogeochemische processen, flora en fauna als landschapsecologie onderzocht worden. Een hoog en fluctuerend zoutgehalte, hetgeen in historische context ook relevant is, geeft op veldschaal

waarschijnlijk betere perspectieven voor ontwikkeling en herstel van een brakwatermilieu dan een constant zoutgehalte. Omdat er al naar gelang de zoutbron verschillende type gebieden kunnen worden onderscheiden en de maatregelen in de waterhuishouding effecten op landschapsschaal kunnen bewerkstelligen is een goede systeemanalyse voorwaarde voordat wordt overgegaan tot verbrakking. Ook de effectiviteit van maatregelen en daarmee het doelbereik van de verbrakking worden bepaald door systeemeigenschappen op landschapsschaal en veranderingen die daarin hebben plaatsgevonden.

Lange-termijneffecten

Vanwege de looptijd van dit onderzoek konden er tijdens dit onderzoek enkel (relatief) korte-termijneffecten onderzocht worden. In vervolgonderzoek is het van belang lange-termijneffecten te onderzoeken. Wat zijn de lange-termijneffecten van verbrakking (zowel continu als fluctuerend) op de decompositie van organisch stof in de bodem. Blijven de in dit onderzoek aangetroffen effecten op de biogeochemie ook op de lange termijn overeind? En in hoeverre beïnvloed verbrakking de inzijging van oppervlaktewater in de waterbodem?

Effecten op flora en fauna

In dit onderzoek lag het zwaartepunt op de effecten van verbrakking op biogeochemische processen. In vervolgonderzoek kan meer aandacht worden besteed aan hoe de biogeochemische processen die optreden als gevolg van verbrakking effecten kunnen hebben op de flora en fauna. In welke mate beïnvloedt verbrakking de huidige zoetwater natuurwaarden. Maar vooral ook welke effecten heeft verbrakking op langere termijn voor het voedselweb en de relaties tussen soorten.

Veenmosrietlanden

Het vermoeden dat goed ontwikkelde veenmosrietlanden vooral te vinden zijn op plaatsen waar een sterke regenwaterlens aanwezig is, en dat dit mogelijk samenhangt met de invloed van brak water, is in dit onderzoek niet bevestigd. In vervolgonderzoek kan onderzocht worden in welke mate afbraakprocessen en nutriëntenconcentraties in veenmosrietlanden door verschillende zoutconcentraties in de ondergrond beïnvloed worden. Daarnaast moet natuurlijk worden onderzocht welke gevolgen deze biogeochemische processen hebben op het voorkomen van veenmossen en zeldzame plant- en diersoorten (Natura 2000-soorten) en de veenvorming in veenmosrietlanden.

Beheer

Uit dit onderzoek komt duidelijk naar voren dat verbrakking van het oppervlaktewater binnen een tijdsbestek van enkele weken effecten op de waterbodem heeft. Het brakke water dringt snel door in klei- en veenbodems. Ook bij een zoetwater/brakwater-fluctuatie met een korte brakwaterperiode en een lange zoetwaterperiode blijkt er op langere termijn sprake van een toenemende verbrakking van de waterbodem. Op korte termijn na inlaat van brak water kunnen er effecten verwacht worden welke na verzoeting nog lang aan kunnen houden. Bij voldoende hoge chlorideconcentraties (> 5000 mg/l) treedt remming van de veenafbraak en een verminderde algengroei in het oppervlaktewater op. De combinatie van een hoge chlorideconcentratie (> 5000 mg Cl/l) en schoksgewijze toediening van brak water kunnen zorgen voor ontwikkeling en/of herstel van brakwatergebonden natuur in Nederland.

Technische mogelijkheden voor verbrakking

De plaatsen waar nu gestreden wordt tegen zout water zijn tevens de plaatsen waar zich uitgesproken kansen voordoen om brakwaternatuur te herstellen of te ontwikkelen. In technisch opzicht is feitelijk alles mogelijk om verbrakking mogelijk te maken. Voor bepaalde gebieden geldt zelfs dat niets doen voldoende is om verbrakking te realiseren. Echter, de waterkwaliteit (zoutgehalte en nutriënten) en dynamiek mogen hierbij niet uit het oog worden verloren. Uit de experimenten komt duidelijk naar voren dat bij een relatief laag zoutgehalte en voldoende nutriënten waterkwaliteitsproblemen kunnen ontstaan. Dit is dan ook de situatie zoals die momenteel in Noord-Holland in veel wateren voorkomt.

Kansen voor herstel van brakwatergebonden natuurwaarden zijn er voldoende. Zelfs komen er uit de experimenten aanwijzingen naar voren dat vormen van zoetwatergebonden landgebruik mogelijk moeten zijn in combinatie met brak water in de sloot. Buiten een beperkte indringing van water uit de sloot in de percelen (geen onderwerp van de uitgevoerde experimenten) biedt het verschijnsel van de zoetwaterlenzen perspectieven.

Literatuur

- Abe, H., Yoshikawa, N., Sarower, M.G. & Okada, S. (2005) Physiological function and metabolism of free D-alanine in aquatic animals. *Biological & Pharmaceutical Bulletin*, 28, 1571-1577.
- Abram, J.W. & Nedwell, D.B., 1978. Inhibition of methanogenesis by sulfate reducing bacteria competing for transferred hydrogen. *Archives of Microbiology* 117: 89-92.
- Ahmad, I., Wainwright, S.J. & Stewart, G.R., 1981. The solute and water relations of *Agrostis stolonifera* ecotypes differing in their salt tolerance. *New Phytologist* 87: 615-629.
- Antheunisse, A.M, Verberk, W.C.E.P., Schouwenaars, J.M. Limpens, J. & Verhoeven, J.T.A., (2008) OBN onderzoek: Preadvies laagveen- en zeekleilandschap - een systeemanalyse op landschapsniveau. Directie Kennis, Ministerie van LNV, Ede.
- Apte, S.K. & Bhagwat, A.A. (1989) Salinity-stress-induces proteins in 2 nitrogen-fixing *Anabaena* strains differentially tolerant to salt. *Journal of Bacteriology*, 171, 909-915.
- Armstrong J. & W. Armstrong, 1999. Phragmites die-back: toxic effects of propionic, butyric and caproic acids in relation to pH. *New Phytologist* 142: 201-217.
- Ashraf, M. & Harris, P.J.C., 2004. Potential biochemical indicators of salinity tolerance in plants. *Plant Science* 166: 3-16.
- Aten, Diederik, 'Drijven of drooghouden? Inundatie als landbouwmethode in Hollands Noorderkwartier, zestiende - negentiende eeuw', *TvW* 19(6-2010) 1, 1-14.
- Ayres, K.R., Sayer, C.D., Skeate, E.R. & Perrow, M.R. (2008) Palaeolimnology as a tool to inform shallow lake management: an example from Upton Great Broad, Norfolk, UK. pp. 2153-2168. Springer.
- Baldwin, D.S., Rees, G.N., Mitchell, A.M., Watson, G. & Williams, J. (2006) The short-term effects of salinization on anaerobic nutrient cycling and microbial community structure in sediment from a freshwater wetland. *Wetlands*, 26, 455-464.
- Bale A.J., A.W. Morris, 1981, Laboratory simulation of chemical processes induced by estuarine mixing: The behaviour of iron and phosphate in estuaries, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13, 1-10
- Barker, T., Hatton, K., O' Connor, M., Connor, L., Bagnell, L. & Moss, B. (2008) Control of ecosystem state in a shallow, brackish lake: implications for the conservation of stonewort communities. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 18, 221-240.
- Beltman, B., Rouwenhorst, T.G., van Kerkhoven, M.B., van der Krift, T. & Verhoeven, J.T.A., 2000, Internal eutrophication in peat soils through competition between chloride and sulphate with phosphate for binding sites. *Biogeochemistry* 50: 183-194,
- Berlett, K.B., Bartlett, D.S., Hariss, R.C., Sebacher D.I., 1987, Methane emissions along a salt marsh salinity gradient. *Biogeochemistry*, Vol. 4, No. 3, pp. 183-202

- Bianchi, T.S., Engelhaupt, E., Westman, P., Andren, T., Rolff, C. & Elmgren, R. (2000) Cyanobacterial blooms in the Baltic Sea: Natural or human-induced? *Limnology and Oceanography*, 45, 716-726.
- Blomqvist S., Gunnars A. & Elmgren R. (2004) Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: A matter of salt. *Limnology and Oceanography* 49: 2236-2241.
- Bootsma, M.C., Van Den Broek, T., Barendregt, A. & Beltman, B. (2002) Rehabilitation of acidified floating fens by addition of buffered surface water. *Restoration Ecology*, 10, 112-121
- Bouvier T.C., P.A. del Giorgio, 2002, Compositional changes in free-living bacterial communities along a salinity gradient in two temperate estuaries, *Limnology and Oceanography*, 47, 453-470
- Brooks, S.J., Platvoet, D. & Mills, C.L. (2008) Cation regulation and alteration of water permeability in the amphipod *Dikerogammarus villosus*: an indicator of invasion potential. *Fundamental and Applied Limnology*, 172, 183-189.
- Brouwer, E., A. F. Smolders, J. van Diggelen & J. Geurts, 2007. Begeleidend onderzoek bij de uitvoering van herstelmaatregelen in het Ilperveld. Eindrapportage. B-ware, Nijmegen.
- Bohn, H.L., McNeal, B.L., O'Conner, G.A. (2001). Soil chemistry, 3rd edition.
- Bonte, M., Zwolsman, J.J.G., 2010, Climate change induced salinisation of artificial lakes in the Netherlands and consequences for drinking water production. *Water research* 44: 4411 - 4424
- Capone, D.G. & Kiene, R.P., 1988, Comparison of Microbial Dynamics in Marine and Freshwater Sediments: Contrasts in Anaerobic Carbon Catabolism. *Limnology and Oceanography*, Vol. 33, No. 4, Part 2: Comparative Ecology of Freshwater and Marine Ecosystems , pp. 725-749
- Caraco, N.F., Cole, J.J. & Likens, G.E., 1989. Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature* 341: 316-318.
- Cappenberg, T.E., 1974. Interrelations between sulfate-reducing and methane-producing bacteria in bottom deposits of a freshwater lake. 1. Field Observations. *Antonie Van Leeuwenhoek Journal of Microbiology* 40: 285-295
- Coci, M., Riechmann, D., Bodelier, P.L.E., Stefani, S., Zwart, G. & Laanbroek, H.J., 2005. Effect of salinity on temporal and spatial dynamics of ammonia-oxidising bacteria from intertidal freshwater sediment. *FEMS Microbiology Ecology* 53: 359-368.
- Crain, C.M. (2007) Shifting nutrient limitation and eutrophication effects in marsh vegetation across estuarine salinity gradients. *Estuaries and Coasts*, 30, 26-34
- Cramer, G.R., 2004, Sodium-calcium interactions under salinity stress, Chapter 10, University of Nevada, USA
- De Klein, J. (2008) Trends in N/P ratios and limitations in Dutch surface waters. Presentatie op Cost869 WG2 workshop 'N/P limitation and interactions between N and P in surface water' Athens-Anavyssos, Griekenland, 17-19 September 2008
- Eisma, D., 1986, Flocculation and de-flocculation of suspended matter in estuaries, *Netherlands Journal of Sea Research*, 20, 183-199
- Floder, S. & Burns, C.W. (2004) Phytoplankton diversity of shallow tidal lakes: Influence of periodic salinity changes on diversity and species number of a natural assemblage. *Journal of Phycology*, 40, 54-61.
- Findlay, S., Pace, M.L., Lints, D., Cole, J.J., Caraco, N.F., Peierls, B., 1991, Weak Coupling of Bacterial and Algal Production in a Heterotrophic Ecosystem: The Hudson River Estuary, *Limnology and Oceanography*, 36, 268-278

- Forsgren, G., Jansson, M. & Nilsson, P. (1996) Aggregation and sedimentation of iron, phosphorus and organic carbon in experimental mixtures of freshwater and estuarine water. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 43, 259-268.
- Frankignoulle, M., Abril, G., Borges, A., Bourge, I., Canon, C., Delille, B., Libert, E., Theate, J.M., 1998, Carbon Dioxide Emission from European Estuaries. *Science*, vol. 282 pp 434 - 436.
- Fujimori, T. & Abe, H. (2002) Physiological roles of free D- and L-alanine in the crayfish *Procambarus clarkii* with special reference to osmotic and anoxic stress responses. *Comparative Biochemistry and Physiology a- Molecular and Integrative Physiology*, 131, 893-900.
- Geurts, J.J.M., J. Sarneel, M. Dionisio Pires, G. Milder-Mulderij, J. Schouwenaars, M. Klinge, J. Verhoeven, W. Verberk, H. Esselink, B. Ibelings, E. Van Donk, J. Roelofs & L Lamers 2008. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Tussenrapportage Fase 2. Ministerie van LNV.
- Gon, van der, D.H.A.C., Neue, H.U. 1995, Methane emission from a wetland rice field as affected by salinity, *Plant and Soil*, 170, 307-313
- Grabowski, M., Bacela, K. & Konopacka, A. (2007) How to be an invasive gammarid (Amphipoda : Gammaroidea)-comparison of life history traits. *Hydrobiologia*, 590, 75-84.
- Handley, R.J. & Davy, A.J. (2002) Seedling root establishment may limit *Najas marina* L. to sediments of low cohesive strength. *Aquatic Botany*, 73, 129-136.
- Hart, B.T., Bailey, P., Edwards, K., Hortle, K., James, K., McMahon, A., Meredith, C., Swadling, K., 1991, A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia* 210: 105-144
- Hemminga, M. A., de Leeuw, J. de Munck, W., Koutstaal, B. P., 1991, Decomposition in Estuarine Salt Marshes: The Effect of Soil Salinity and Soil Water Content. *Vegetatio*, Vol. 94, No. 1, pp. 25-33
- Hobbie, J.E., 1988, A comparison of the ecology of planktonic bacteria in fresh and salt water, *Limnology and Oceanography*, 33, 750-764
- Hodson, M.J., Smith, M.M., Wainwright, S.J. & Opik, H., 1985. The effects of the interaction between salinity and nitrogen limitation in *Agrostis stolonifera* L. *Vegetatio* 61: 255-263.
- Hogg, E.H. & Wein, R.W., 1988. Seasonal change in gas content and buoyancy of floating *Typha* mats. *Journal of Ecology* 76: 1055-1068.
- Holdway, P.A., Watson, R.A. & Moss, B. (1978) Aspects of ecology of *Prymnesium parvum* (Haptophyta) and water chemistry in Norfolk broads, England. *Freshwater Biology* 8: 295-311.
- House, W. A., 1999, The Physico-Chemical Conditions for the Precipitation of Phosphate with Calcium, *Environmental Technology* 20: 7, 727 — 733
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Kanstrup, E., Petersen, B., Eriksen, R.B., Hammershoj, M., Mortensen, E., Jensen, J.P. & Have, A. (1994) Does the Impact of Nutrients on the Biological Structure and Function of Brackish and Fresh-Water Lakes Differ. *Hydrobiologia*, 275, 15-30.
- Kellner, E., Price, J.S., Waddington, J.M., 2004, Pressure variations in peat as a result of gas bubble dynamics. *Hydrological Processes*. 18, 2599–2605
- Kellner, E. & Waddington, J.M., 2005, Dynamics of biogenic gas bubbles in peat: Potential effects on water storage and peat deformation. *WATER RESOURCES RESEARCH*, VOL. 41
- Lalli, C.M., T.R. Parsons, 1997, *Biological Oceanography, An Introduction*. 2nd Edition. Butterworth-Heinemann, Oxford.
- Lamers, L.P.M., S.M.E. van Roozendaal & J.G.M. Roelofs, 1998. Acidification of freshwater wetlands: combined effects of non-airborne sulfur pollution and desiccation. *Water, Air and Soil Pollution*, 105: 95-106.

- Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen & J.G.M. Roelofs, 1998. Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environ. Sci. Technol.*, 32(2): 199-205.
- Lamers, L., M. Klinge & J. Verhoeven 2001., OBN-Preadvies Laagveenwateren. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen. 131 pp.
- Lamers, L.P.M., Falla, S.J., Samborska, E.M., Van Dulken, L.A.R., Van Hengstum, G. & Roelofs, J.G.M. (2002) Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate-polluted freshwater wetlands. *Limnology and Oceanography*, 47, 585-593.
- Laura, R.D., 1974, Effects of neutral salts on carbon and nitrogen mineralisation of organic matter in soil. *Plant and Soil* 41, 113-127
- Legovic, T., Petricoli, D., Zutic, V., 1991, Hypoxia in a pristine stratified estuary (Krka, Adriatic Sea). *Marine Chemistry*, 32: 347-359
- Lodge, D.M. (1991) Herbivory on Fresh-Water Macrophytes. *Aquatic Botany*, 41, 195-224.
- Loeb, R., Van Daalen, E., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2007). How soil characteristics and water quality influence the biogeochemical response to flooding in riverine wetlands. *Biogeochemistry*, 85, 289-302.
- Loeb, R., A.M. Antheunisse, M. Miletto, L.P.M. Lamers, P.L.E. Bodelier, H.J. Laanbroek, J.T.A. Verhoeven & J.G.M. Roelofs, 2008. Effects of restored salinity and tidal regime on biogeochemical processes and vegetation in the Rhine-Meuse estuary; a mesocosm experiment. In: R. Loeb, 2008. On biogeochemical processes influencing eutrophication and toxicity in riverine wetlands. Proefschrift. Radboud Universiteit Nijmegen.
- Lomans, B.P., 2001, Microbial cycling of volatile organic sulfur compounds in anaerobic freshwater sediments. Proefschrift 2001.
- Lovley, D.R. & Klug, M.J., 1983. Sulfate reducers can out-compete methanogens at fresh-water sulfate concentrations. *Applied and Environmental Microbiology* 45: 187-192.
- Lynch, J., Lauchli, A., 1988, Salinity Affects Intracellular Calcium in Corn Root Protoplasts. *Plant Physiology* 87, 351-356
- Mansour, M.M.F., 2000. Nitrogen containing compounds and adaptation of plants to salinity stress. *Biologia Plantarum* 43: 491-500.
- Mietta, F., Chassagne, C., Manning, A.J. & Winterwerp, J.C. (2009) Influence of shear rate, organic matter content, pH and salinity on mud flocculation. pp. 751-763. Springer Heidelberg
- Millero F.J., R. Feistel, D.G. Wright and T.J. McDougall, 2008, The composition of Standard Seawater and the definition of the Reference-Composition Salinity Scale. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, Volume 55, Issue 1, January 2008, Pages 50-72
- Miletto, M., A. Loy, A.M. Antheunisse, R. Loeb, P.L.E. Bodelier, H.J. Laanbroek, 2008, Biogeography of sulphate-reducing prokaryotes in river floodplains. *FEMS Microbiological ecology*, 64, 395-406
- Miletto, M., R. Loeb, A.M. Antheunisse, P.L.E. Bodelier, H.J. Laanbroek, 2010, Response of the Sulphate-Reducing Community to the Re-establishment of Estuarine Conditions in Two Contrasting Soils: a Mesocosm Approach, *Microbiological Ecology*, 59, 109-120
- Morris, A.W., A.J. Bale and R.J.M. Howland, 1981, Nutrient distributions in an estuary: Evidence of chemical precipitation of dissolved silicate and phosphate, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 12, 205-216
- Mouneime, S.M. & Price, J.S., 2007, Seawater contamination of a harvested bog: hydrological aspects. *Wetlands*, Vol. 27, No. 2, pp. 355-365
- Nedwell, D.B., Embley, T.M., Purdy, K.J., 2004, Sulphate reduction, methanogenesis and phylogenetics of the sulphate reducing bacterial communities along an estuarine gradient. *AQUATIC MICROBIAL ECOLOGY* Vol. 37: 209-217

- Nelson P.N., J.N. Ladd, J.M. Oades, 1996, Decomposition of ¹⁴C-Labelled plant material in a salt effected soil, *Soil Bid. Eiochem.*, 28, 433-441
- Newsom, J.E. & Davis, K.B. (1994) Osmotic responces of hemolymph in red swamp crayfish (*Procambarus-clarkii*) and the white river Crayfish (*P. zonangulus*) to changes in temperature and salinity. *Aquaculture*, 126, 373-381.
- Nicholls, R.J., 2011, Planning for the impacts of sea level rise. *Oceanography* 24(2):144-157
- Nines, M.E., W.B. Lyons, R.M. Lent, D.T. Long, 1992, Sedimentary biogeochemistry of an acidic saline lake groundwater discharge zone in Lake Tyrell, Victoria, Australia, *Chemical Geology*, 96, 52-65
- Nyman J.A., R.D. DeLaune, 1991, CO₂ emission and soil Eh responses to different hydrological conditions in fresh, brackish, and saline marsh soils, *Limnol. Oceanogr.*, 36, 1406-1414
- Olsen, M.W., Frye, R.J. & Glenn, E.P., 1996. Effect of salinity and plant species on CO₂ flux and leaching of dissolved organic carbon during decomposition of plant residue. *Plant and Soil* 179: 183-188.
- Oude Essink, G. H. P., van Baaren, E. S., de Louw., P. G. B, 2010, Effects of climate change on coastal groundwater systems: A modeling study in the Netherlands. *Water Resources Research*, vol. 46
- Pathak, H. & Rao, D.L.N., 1998, Carbon and nitrogen mineralization from added organic matter in saline and alkali soils. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 30, No. 6, pp. 695 -702
- Paulissen, M., E. Schouwenberg, J. Velstra & W. Wamelink, 2007. Hoe gevoelig is de Nederlandse natuur voor verzilting? *H₂O* 18: 34-38.
- Paulissen, M.P.C.P. & E.P.A.G. Schouwenberg, 2007. Zouttolerantie van zoetwatergevoede natuur. *Verkenning en kennislacunes. Alterra-rapport* 1545. Alterra, Wageningen.
- Pilkaityte, R., Schoor, A. & Schubert, H. (2004) Response of phytoplankton communities to salinity changes - a mesocosm approach. *Hydrobiologia*, 513, 27-38.
- Piscart, C., Usseglio-Polatera, P., Moreteau, J.C. & Beisel, J.N. (2006) The role of salinity in the selection of biological traits of freshwater invertebrates. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 166, 185-198.
- Portnoy, J.W. & Giblin, A.E. (1997) Biogeochemical effects of seawater restoration to diked salt marshes. *Ecological Applications*, 7, 1054-1063.
- Price, J.S., 1994, Sources and sinds of sea salt in a Newfoundland blanket bog. *Hydrological processes*, vol. 8, 167-177
- Price, J.S. & Woo, M.K., 1988, Studies of a subarctic coastal marsh II. Salinity. *Journal of Hydrology*, 103: 293 - 307
- Prieme, A., 1994. Production and emission of methane in a brackish and a freshwater wetland, *Soil Biology and Biochemistry*, 26, 7-18
- Pulich, W.M., 1986. Variations in leaf soluble amino-acids and ammonium content in subtropical seagrasses related to salinity stress. *Plant Physiology* 80: 283-286.
- Rahmstorf, S., 2007, A Semi-Empirical Approach to Projecting Future Sea-Level Rise. *Science* 315, 368-370.
- Rasmussen, A.D. & Bjerregaard, P. (1995) The effects of salinity and calcium-concentrations on the apparent water permeability of *Cherax destructor*, *Astacus astacus* and *Carcinus maenas* (Decapoda, Crustacea) . *Comparative Biochemistry and Physiology a-Physiology*, 111, 171-175.
- Rastogi, M., Singh, S., Pathak, H., 2002, Emission of carbon dioxide from soil. *Current Science*, vol. 82, No. 5. pp 510-517
- Redden, A.M. & Rukminasari, N. (2008) Effects of increases in salinity on phytoplankton in the Broadwater of the Myall Lakes, NSW, Australia. *Hydrobiologia*, 608, 87-97.

- Redfield A.C. (1958) The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46: 205-221.
- Reed, R.H., Chudek, J.A., Foster, R. & Stewart, W.D.P. (1984) Osmotic adjustment in cyanobacteria from hypersaline environments. *Archives of Microbiology*, 138, 333-337.
- Remane, A., C. Schlieper, 1971, *Biology of Brackish Water, Die Binnengewässer, Einzeldarstellung aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten*, Vol. XXII, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u Obermiller, Stuttgart)
- Ren, L., Rabalais, N.N., Turner, R.E., Morrison, W. & Mendenhall, W. (2009) Nutrient Limitation on Phytoplankton Growth in the Upper Barataria Basin, Louisiana: Microcosm Bioassays. *Estuaries and Coasts*, 32, 958-974.
- Rietz, D.N. & Haynes, R.J., 2003, Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry* 3: 845-854
- Rip, W.J., Everards, K. & Houwers, A. (1992) Restoration of Botshol (the Netherlands), by reduction of external nutrient load: the effects on physico-chemical conditions, plankton and sessile diatoms. *Hydrobiol. Bull.* 25: 275-286.
- Roden, E.E. & Edmonds, J.W., 1997. Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe(III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Archiv für Hydrobiologie* 139: 347-378.
- Roelofs, J.G.M. 1991. Vegetation under chemical stress: effects of acidification, eutrophication and alkalisation. pp. 1-167. Nijmegen, PhD Thesis, Department of Aquatic Ecology and Biogeology, University of Nijmegen.
- Roelofs, J.G.M. 1991. Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. *Aq. Bot.* 39, 267-293. 2457.
- Rysgaard, S., Thastum, P., Dalgaard, T., Christensen, P.B. & Sloth, N.P., 1999. Effects of salinity on NH₄⁺ adsorption capacity, nitrification and nitrification in Danish estuarine sediments. *Estuaries* 22: 21-30.
- Sammut, J., White, I., Melville, M.D., 1994, Stratification in acidified coastal floodplain drains. *Wetlands* 13
- Sardinha, M., Muller, T., Schmeisky H., Joergensen, R.G., 2003, Microbial performance in soils along a salinity gradient under acidic conditions. *Applied Soil Ecology* 23: 237-244
- Sasser, C.E., Gosselink, J.G., Swenson, E.M., Swarzenski, C.M. & Leibowitz, N.C., 1996. Vegetation, substrate and hydrology in floating marshes in the Mississippi river delta plain wetlands, USA. *Vegetatio* 122: 129-142.
- Scholten, J.C.M. & Stams, A.J.M., 1995. The effect of sulfate and nitrate on methane formation in a freshwater sediment. *Antonie Van Leeuwenhoek International Journal of General and Molecular Microbiology* 68: 309-315.
- Schindler D. W. (1977) Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260-262.
- Schroeder, W.W., Dinnel, S.P., Wiseman, W.J. jr., 1990, Salinity Stratification in a River-Dominated Estuary. *Estuaries* Vol. 13, No. 2, p. 145-154
- Seitzinger, S.P., Gardner, W.S. & Spratt, A.K., 1991. The effect of salinity on ammonium sorption in aquatic sediments: implications for benthic nutrient cycling. *Estuaries* 14: 167-174.
- Setia, R., Marschner, P., Baldock, J., 2010, Is CO₂ evolution in saline soils affected by an osmotic effect and calcium carbonate? *Biol Fertil Soils* 46:781-792

- Sholkovitz, E.R., 1976, Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and seawater. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Vol. 40. pp. 831 to 845.
- Sengco, M.R. & Anderson, D.M. (2004) Controlling harmful algal blooms through clay Flocculation. pp. 169-172. *Soc Protozoologists*.
- Sengco, M.R., Li, A.S., Tugend, K., Kulis, D. & Anderson, D.M. (2001) Removal of red- and brown-tide cells using clay flocculation. I. Laboratory culture experiments with *Gymnodinium breve* and *Aureococcus anophagefferens*. *Marine Ecology-Progress Series*, 210, 41-53.
- Smolders, A. & Roelofs J.G.M, 1995. Internal eutrophication, iron limitation and sulphide accumulation due to the inlet of river Rhine water in peaty shallow waters in the Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie* 133: 349-365.
- Soes, M. & R. van Eekelen, 2006. Rivierkreeften, een oprukkend probleem? *De Levende Natuur* 107 (2): 56-59.
- Stuyfzand, P.J, 1993. Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands. PhD thesis Vrije Universiteit, Amsterdam, 366 pp.
- Swarzenski, C.M., Swenson, E.M., Sasser, C.E. & Gosselink, J.G. (1991) Marsh Mat Flotation in the Louisiana Delta Plain. *Journal of Ecology*, 79, 999-1011.
- Thill A., S. Moustiera, J.M. Garniera, C. Estournelb, J.J. Naudinc, J.Y. Bottero, 2001, Evolution of particle size and concentration in the Rhone river mixingzone: influence of salt flocculation, *Continental Shelf Research*, 21, 2127-2140
- TNO-MEP R 2000/310.EIS/Bureau Waardenburg, 2008. Kreeften – Nieuwsbrief 1.
- Van Beers, P.W.M. & P.F.M. Verdonschot, 2000, *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 4 – Brakke binnenwateren, rapport AS-04, EC- LNV, Wageningen.*
- Van den Brink, F.W.B., Van der Velde, G. & Bijdevaate, A., 1991. The (semi)aquatic vegetation of still waters within the floodplains of the rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: historical changes and the role of inundation. *Verhandlungen des internationalen Vereins für Limnologie* 24: 2693-2699.
- Van den Brink, F.W.B. & Van der Velde, G., 1993. Growth and morphology of 4 freshwater macrophytes under the impact of the raised salinity level of the lower Rhine. *Aquatic Botany* 45: 285-297.
- Van der Molen D. T. & Pot R. (red) (2007) Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water. STOWA-rapport. STOWA, Utrecht.
- Van Katwijk, M.M., Vergeer, L.H.T., Schmitz, G.H.W., Roelofs, J.G.M., 1997, Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*, *Marine ecology progress series*, 157, 159-173
- Van Riel, M.C., Van Der Velde, G. & De Vaate, A.B. (2006) To conquer and persist: colonization and population development of the Ponto-Caspian amphipods *Dikerogammarus villosus* and *Chelicorophium curvispinum* on bare stone substrate in the main channel of the River Rhine. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 166, 23-39.
- Van 't Veer, R. & Giesen, G. 1997. Vegetatiekartering van Staatsbosbeheerreservaat de Reef. Giessen & Geurts, Ulft.
- Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen & E.E. van der Voo, 1971. Wilde planten - flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 2. Vereniging tot behoud van Natuurmonumenten, 's-Gravenland.

- Westermann, P. & Ahring, B.K., 1987. Dynamics of methane production, sulfate reduction, and denitrification in a permanently waterlogged alder swamp. *Applied and Environmental Microbiology* 53: 2554-2559.
- Wijnhoven, S., Van Riel, M.C. & Van Der Velde, G. (2003) Exotic and indigenous freshwater gammarid species: physiological tolerance to water temperature in relation to ionic content of the water. *Aquatic Ecology*, 37, 151-158.
- Whitfield AK, Elliott M, Basset A, Blaber SJM, West RJ (2012) Paradigms in estuarine ecology - A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 97: 78-90.
- Willemsen, J., Van 't Veer, R. & Van Geel, B. (1996). Environmental change during the medieval reclamation of the raised-bog area Waterland (The Netherlands): A palaeophytosociological approach. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 94, 75-100.
- Willen, T. & Mattsson, R. (1997) Water-blooming and toxin-producing cyanobacteria in Swedish fresh and brackish waters, 1981-1995. *Hydrobiologia*, 353, 181-192.
- Williams, W.D. 2001. Anthropogenic salinisation of inland waters. *Hydrobiologia* 466: 329-337
- Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, 1995, *Levensgemeenschappen van brakke wateren, aanzet tot beschrijving en bescherming*, Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, themanummer 05, Groningen
- Weston N.B., Dixon, R.E., & Joye, S.B., 2006, Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: Geochemistry and microbial pathways of organic matter mineralization. *Journal of geophysical research*, vol. 111
- Wetzel R.G. (eds.) 2001, *Limonology, Lake and river ecosystems*, 3rd edition, Academic Press
- Wolff, W.J. (1998) Exotic invaders of the meso-oligohaline zone of estuaries in the Netherlands: why are there so many? , pp. 393-400. *Biologische Anstalt Helgoland*.

Bijlagen

Bijlage I	Uitgangspunten water- en stoffenbalans Ilperveld
Bijlage II	Details chemische analyses
Bijlage III	Zuurstofprofielen in aquaria
Bijlage IV	Gegevens Doorstroomexperiment
Bijlage V	Gegevens Enclosure experiment

Bijlage I Uitgangspunten water- en stoffenbalans IJperveld

I.1. Algemeen

Om te bepalen of het IJperveld verbrakt kan worden door de aanvoer van zout of brak oppervlaktewater is een water- en stoffenbalans opgesteld voor het IJperveld. De water- en stoffenbalans heeft alleen betrekking op een geïsoleerd IJperveld. In de bestaande situatie is het IJperveld onderdeel van de polder Waterland en staat in open verbinding met het Noordhollands kanaal. Deze wateren mogen niet verbrakken.

I.2. Methode

Met de water- en stoffenbalans is de periode 1 januari 2006 tot en met 31 december 2010 doorgerekend.

I.3. Meteorologische gegevens

Voor de neerslaggegevens zijn metingen van het neerslagstation Purmerend gebruikt. Voor de verdampinggegevens zijn metingen van het klimaatstation Schiphol gebruikt. De Makkink-referentieverdamping is omgerekend naar de open waterverdamping van Penman (Cultuurtechnische vereniging, 1988).

I.4. Uitgangspunten

Tabel I.1 geeft de uitgangspunten voor het opstellen van de water- en stoffenbalans.

Tabel I.1: Uitgangspunten water- en stoffenbalans.

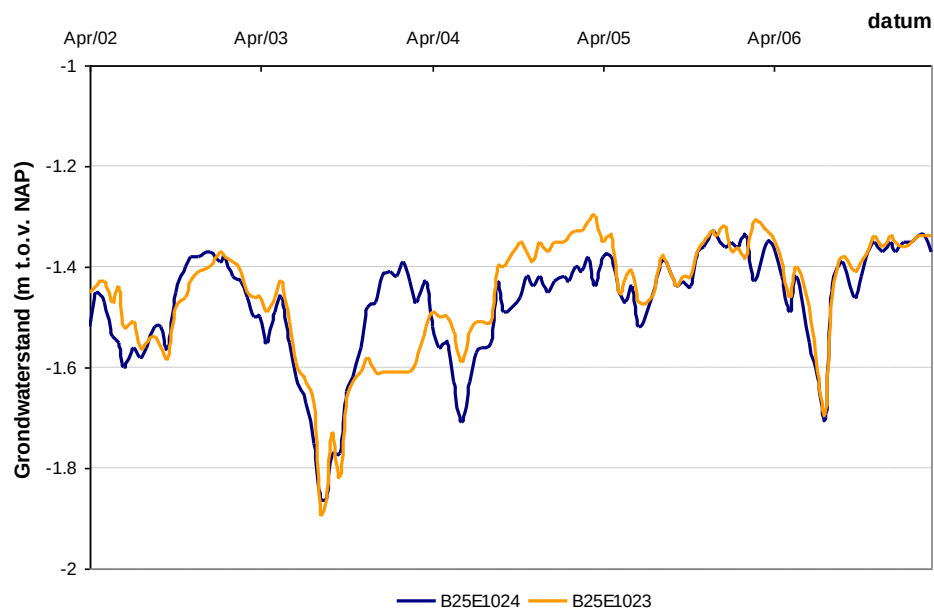
omschrijving	eenheid	omvang	bron
waterbalans			
waterpeil	m NAP	-1,53	Nelen&Schuurmans, 2005
oppervlak IJperveld	ha	1300	Nelen&Schuurmans, 2005
oppervlak open water	ha	117	Nelen&Schuurmans, 2005
diepte open water	m	1	Nelen&Schuurmans, 2005
wegzijging	mm/d	0,12	Nelen&Schuurmans, 2005
volumefractie vocht bij veldcapaciteit (gem. klei en veen)	-	0,6	Cultuurtechnische vereniging, 1988
stoffenbalans			
chlorideconcentratie neerslag	mg Cl ⁻ /l	7	Nelen&Schuurmans, 2005

I.5. Uitwisseling grondwater - oppervlaktewater

De deklaag in het IJperveld bestaat uit klei en veen. Op veldcapaciteit bedraagt voor klei de volumefractie vocht circa 0,5 en voor veen circa 0,7 [Cultuurtechnische Vereniging, 1989]. Gemiddeld genomen bedraagt voor het IJperveld de volumefractie vocht op veldcapaciteit 0,6.

In de waterbalans wordt per tijdstap de volumefractie vocht in de bodem bepaald op basis van de volumefractie vocht van de vorige tijdstap, de neerslag, de verdamping en de uitwisseling met het oppervlaktewater. Of grondwater naar het oppervlaktewater stroomt of omgekeerd is afhankelijk van de volumefractie vocht in de bodem. Is de volumefractie vocht in de bodem groter dan veldcapaciteit dan stroomt grondwater naar het oppervlaktewater. Als de volumefractie vocht in de bodem kleiner is dan veldcapaciteit dan stroomt oppervlaktewater naar het grondwater.

In de waterbalans is de omvang van de uitwisseling met het grondwater gerelateerd aan het verschil tussen de volumefractie vocht in de bodem berekend in de vorige tijdstap en volumefractie vocht in de bodem bij veldcapaciteit. Door dit verschil te vermenigvuldigen met een drainage- en infiltratiefactor is de omvang berekend. De drainage- en infiltratiefactor wordt bepaald door de drainage- en infiltratieweerstand. Aan de hand van metingen van de grondwaterstand in het Ilperveld (zie afbeelding I.1) is een drainage- en infiltratiefactor van 2,5 % bepaald.



Afbeelding I.1: Verloop grondwaterstand Ilperveld (Dinoloket).

I.6. Waterbeheer geïsoleerd Ilperveld

In de waterbalans is de waterstand van het Ilperveld gehandhaafd op NAP - 1,53 m. Als de waterstand hoger is dan wordt het overschot weggemalen. Als de waterstand lager is dan wordt water ingelaten.

Bijlage II Details chemische analyses

Oppervlaktewater en poriewater

Het oppervlaktewater en porievocht werden geanalyseerd op pH, alkaliniteit, totaal opgelost anorganisch koolstof, en concentraties van geselecteerde ionen en elementen (zoals o.a. P, N, NO₃, NH₄, Na, Cl, Fe, Ca) in oplossing. De pH werd hierbij gemeten met een zilver (Ag/AgCl₂)elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type PHM 82). Met dezelfde elektrode is de alkaliniteit (buffercapaciteit) bepaald middels een titratie met verdund zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. Het De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. Het totaal opgelost anorganisch koolstof (kooldioxide + bicarbonaat + carbonaat) werd bepaald met behulp van infrarood gas analyse (ABB Advance Optima IRGA). Voor de analyse van ionen en elementen zie kopje ion en element analyse.

Bodemmonsters

Voor de bepaling van het vochtgehalte en de bulk density zijn aluminium cups gevuld met verse bodem en gewogen. Het materiaal is hierna 48 uur gedroogd bij een temperatuur van 105°C waarna het nogmaals is gewogen. De verkregen droge bodems zijn vervolgens 4 uur verast bij een temperatuur van 550°C voor een gewichtsverlies bepaling (de fractie organisch materiaal). De bulk density is bepaald als het gewicht droge bodem per volume eenheid verse bodem.

De volgende bodemanalyses werden uitgevoerd:

Bodemdestructie

Middels het destrueren van gedroogde bodem is het mogelijk de totale gehalten van de meeste elementen in het bodemmateriaal te bepalen. Voor de bodemdestructie is 0,2 gram gedroogde en gemalen bodem afgewogen in een teflon cup. Vervolgens is het met 4 ml salpeterzuur en 1 ml waterstofperoxide in gesloten teflon cups gedestruerd in een magnetron. Hierbij werd stapsgewijs energie toegediend waarbij alle verweerbare bodemdeeltjes oplossen. Vervolgens zijn de monsters verdund met gedemineraliseerd water tot 100 ml. Het hieruit ontstane product is bij 4°C bewaard tot verdere analyse. Voor verdere analyse zie het kopje ion en elementen analyse.

C:N analyse

Het totale gehalte aan stikstof en koolstof in een bodem is bepaald door de bodem te verhitten tot 1800°C in een Carlo Erba CNS analyser. Alle stikstof en koolstof verbrandt hierbij en is in gasvorm gescheiden op een Poropak QS-kolom waarna het door een warmtegeleidbaarheidsdetector (TCD) gedetecteerd is.

Strontiumchloride extractie

Deze extractie bestaat uit een extractie met strontiumchloride (0,2 M SrCl₂) waarbij de ionen gemeten worden die door strontium (kationen) of chloride (anionen) van het bodemadsorbtiecomplex worden verdrongen. Deze parameters geven een maat voor de buffering van de bodem. Verder kunnen aan de hand van het strontiumchloride extract ook de plantbeschikbare ammonium- en nitraatconcentraties van de bodem

worden bepaald. Voor deze extractie werd aan verse bodem 0,2 M SrCl_2 toegevoegd. Gedurende 60 minuten werden de monsters uitgeschud op een schudmachine (105 r.p.m.) waarna de pH werd gemeten. Het supernatant werd onder vacuüm verzameld met behulp van teflon poriewaterbemonsteraars en bewaard bij 4°C tot analyse van ionen en elementen.

Ion en elementanalyse

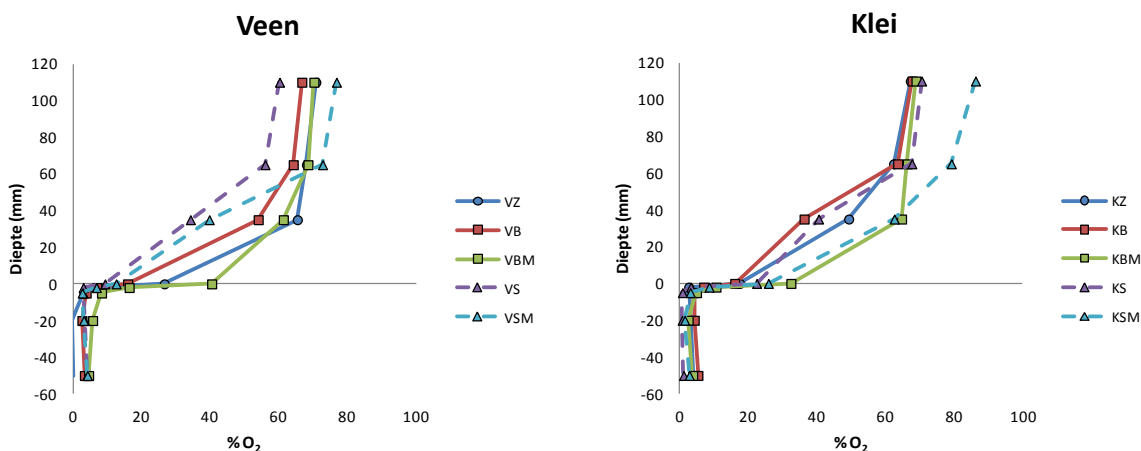
De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S), silicium (Si) en zink (Zn) zijn bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP Thermo Electron corporation IRIS Intrepid II XDL). De concentraties nitraat (NO_3^-) en ammonium (NH_4^+) zijn colorimetrisch bepaald met een Braun en Luebbe auto-analyzer II met behulp van resp. salicylaatreagens en hydrazinesulfaat. Chloride (Cl^-) en fosfaat (PO_4^{3-}) zijn colorimetrisch bepaald met een Technicon auto-analyzer II systeem met behulp van resp. mercuritiocyanide, en ammoniummolybdaat en ascorbinezuur. Natrium (Na^+) en kalium (K^+) werden vlamfotometrisch bepaald met een Technicon Flame Photometer IV Control.

Bijlage III Zuurstofprofielen in de aquaria van het doorstroomexperiment

Analyse zuurstof

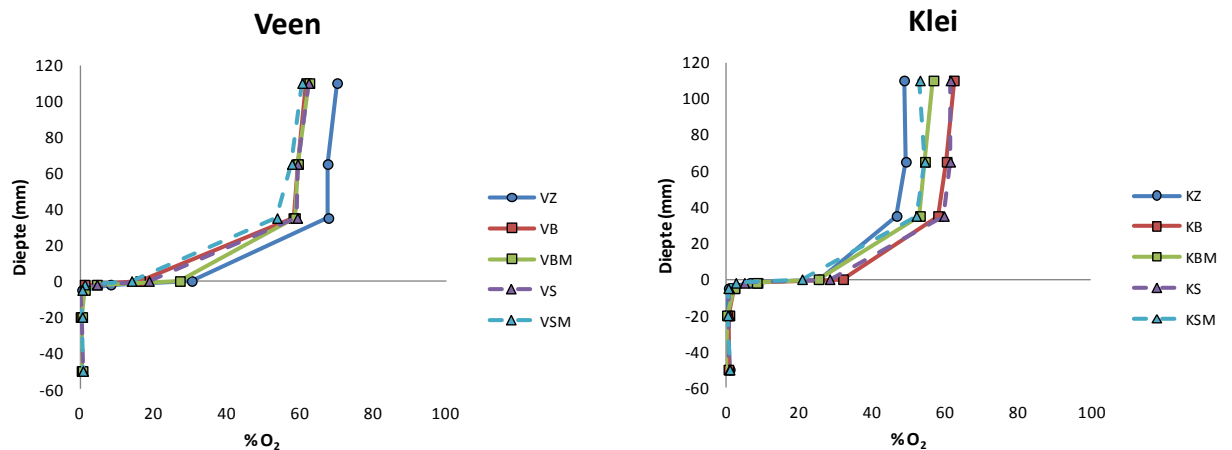
Het zuurstofpercentage in een dieptegradiënt gemeten, in de waterlaag en bovenste 5 cm van de bodem (afbeelding III.1 en III.2). Deze zuurstofprofielen zijn op twee tijdstippen gemeten. Een op 09-06-2011 toen het experiment in volle gang was. Tijdens deze meting stonden de pompen aan. Bij de tweede meting (op 28-07-2011), tijdens stilstand, stonden de pompen ruim een maand uit. Zuurstof is gemeten met een micro-elektrode voor zuurstof met een nano-ampere signaal (Microscale Measurements, Dan Haag, Nederland) in combinatie met een Ag/AgCl₂-referentie electrode. De zuurstofelektrode was bevestigd aan een micromanipulator standaard, waardoor op de millimeter nauwkeurig de diepte van de elektrode ingesteld kon worden. Het zuurstofpercentage is op 5 mm, 50 mm, 100 mm onder het wateroppervlak, vlak bodem het sediment en op 2 mm, 5 mm, 20 mm en 50 mm in het sediment gemeten. De elektrode is gekalibreerd met een 100% zuurstof ijkling in een 15min met perslucht doorborreld bekersglas.

Zuurstof meting tijdens stroming:



Afbeelding III.1: Het gemiddelde zuurstofpercentage in een dieptegradiënt in het oppervlaktewater en het poriewater in de bodem van de verschillende behandelingen tijdens stroming. V staat voor veen en K voor klei. VZ & KZ zijn de constant zoetwaterbehandelingen. VB en KB zijn de constant brakwaterbehandelingen. VBM & KBM zijn de constant brakwaterbehandelingen met geënte brakke bodem. VS & KS zijn de fluctuerende zoetwater/brakwaterbehandelingen. VSM & KSM zijn de fluctuerende zoetwater/brakwaterbehandelingen met geënte brakwaterbodem.

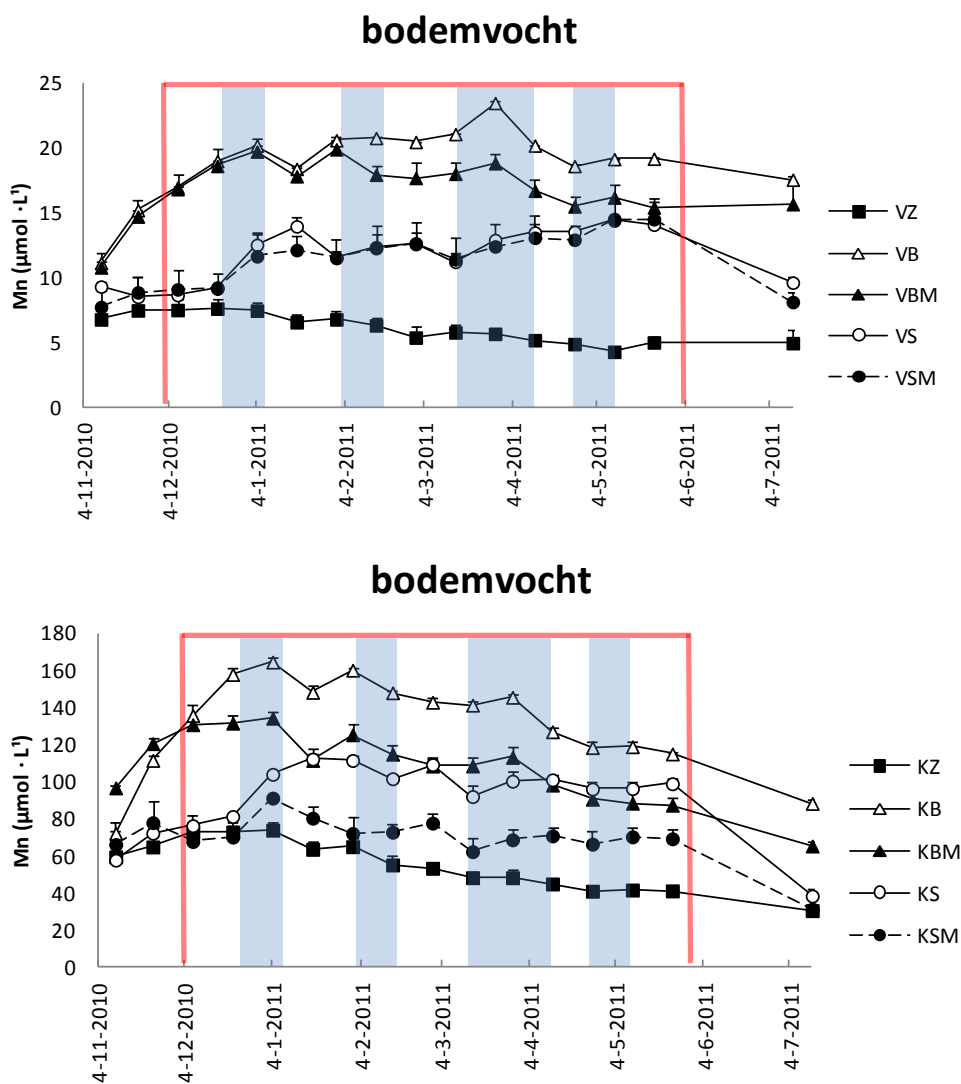
Zuurstof meting tijdens stilstand:



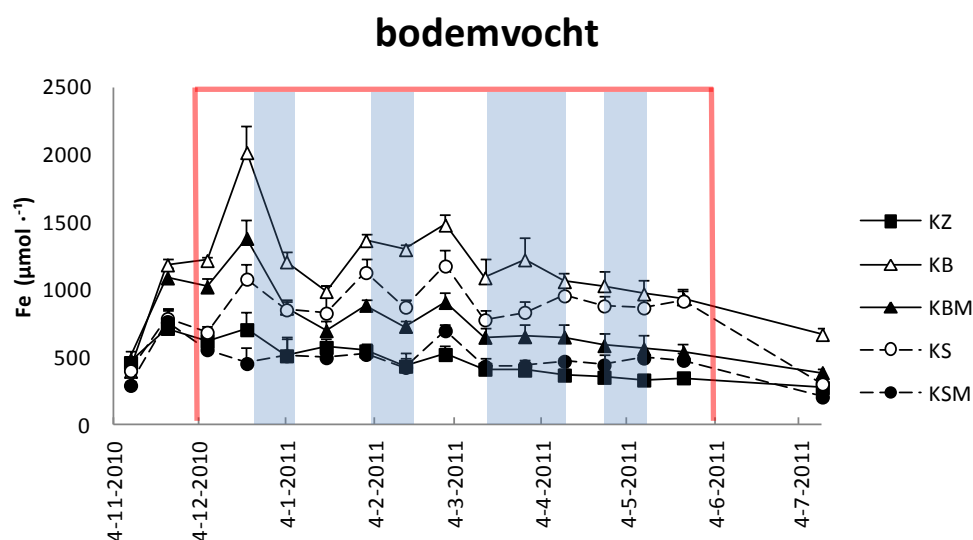
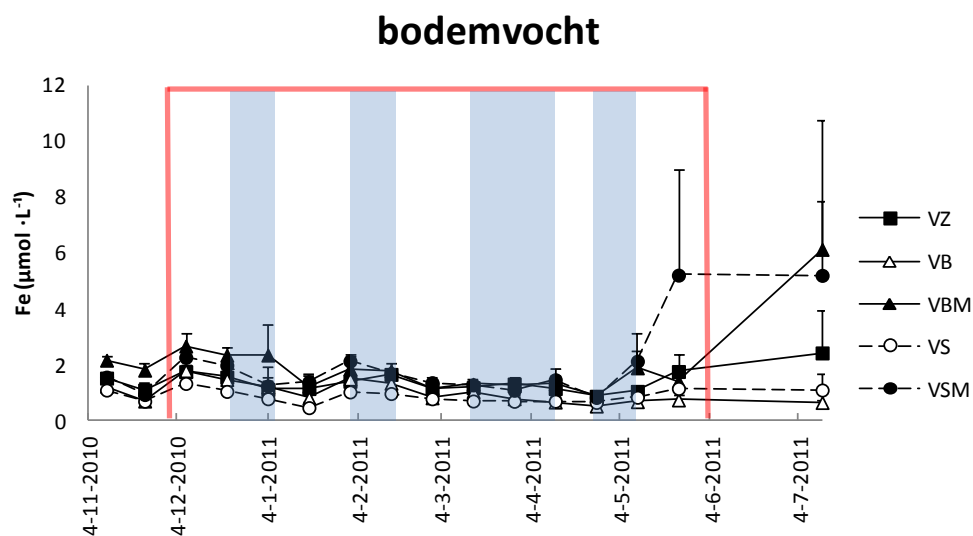
Afbeelding III.2: Het gemiddelde zuurstofpercentage in een dieptegradiënt in het oppervlaktewater en het poriewater in de bodem van de verschillende behandelingen tijdens stilstand. V staat voor veen en K voor klei. VZ & KZ zijn de constant zoetwaterbehandelingen. VB en KB zijn de constant brakwaterbehandelingen. VBM & KBM zijn de constant brakwaterbehandelingen met geënte brakkebodem. VS & KS zijn de fluctuerende zoetwater/brakwaterbehandelingen. VSM & KSM zijn de fluctuerende zoetwater/brakwaterbehandelingen met geënte brakwaterbodem.

Bijlage IV Gegevens doorstroomexperiment

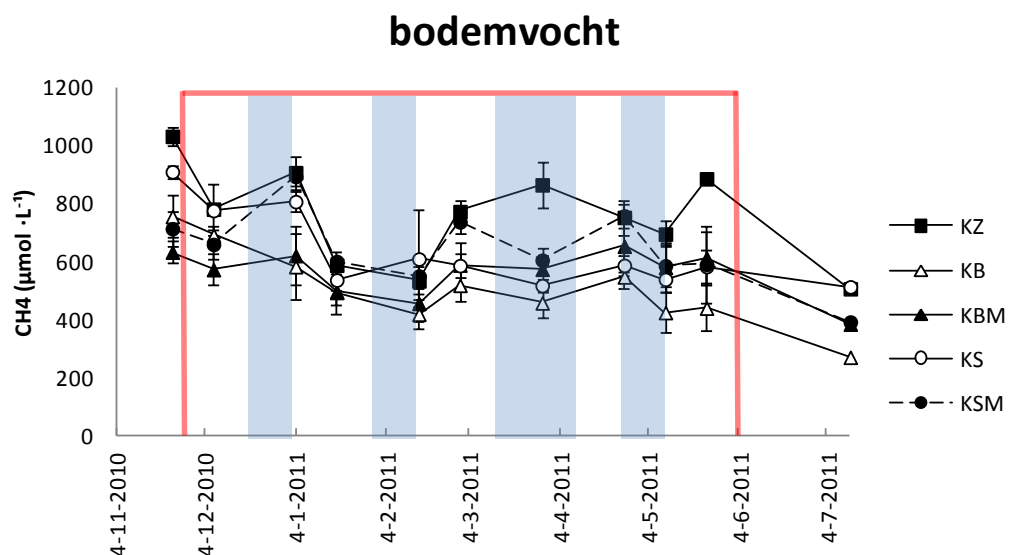
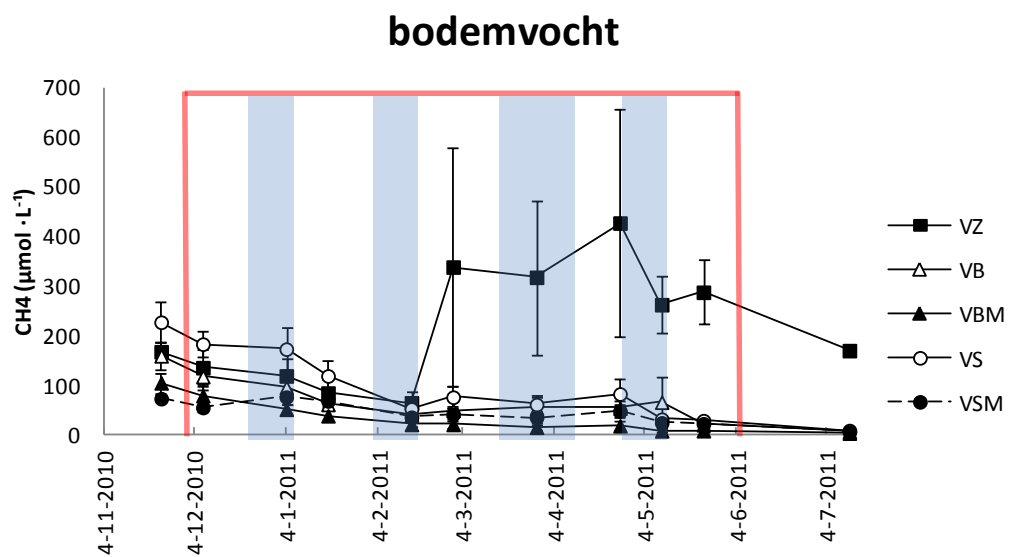
In deze bijlage zijn de mangaan- en ijzerconcentraties in het poriewater van de bodems in de aquaria van het doorstroomexperiment weergegeven.



Afbeelding IV.1: De mangaanconcentratie in het poriewater in de veen- (boven) en kleibodem (onder) (+SEM). Let op de verschillende schaalverdeling op de y-as tussen beide bodemtypen.



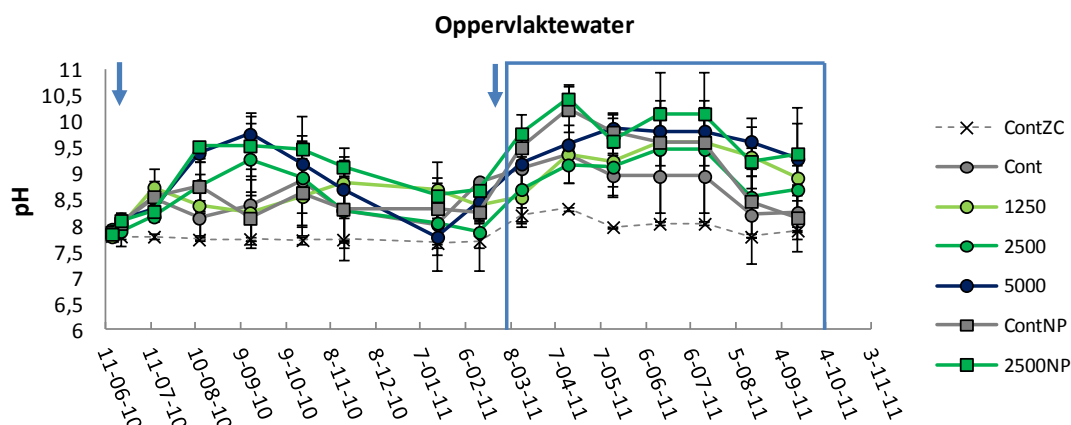
Afbeelding IV.2: De ijzerconcentratie in het poriewater in de veen- (boven) en kleibodem (onder) (+SEM). Let op de verschillende schaalverdeling op de y-as tussen beide bodemtypen.



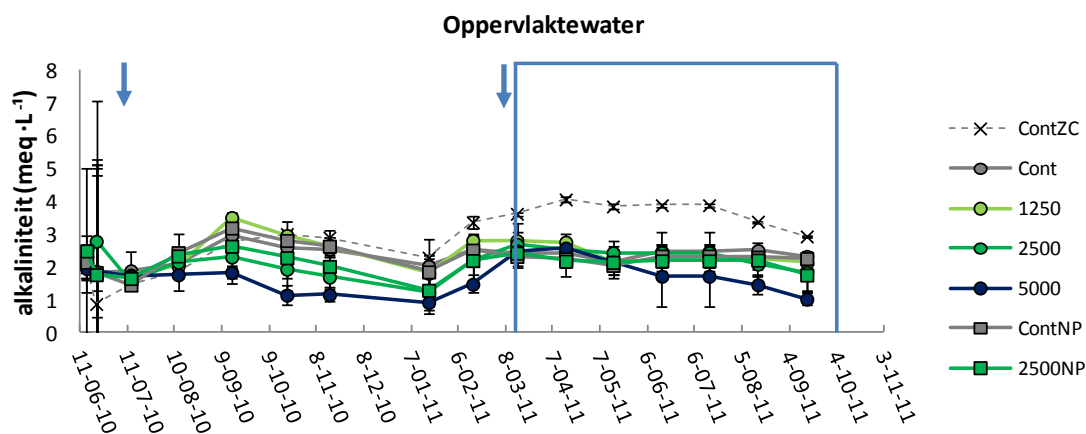
Afbeelding IV.3: De methaanconcentratie in het poriewater in de veen- (boven) en kleibodem (onder) (+SEM). Let op de verschillende schaalverdeling op de y-as tussen beide bodemtypen.

Bijlage V Gegevens enclosure-experiment

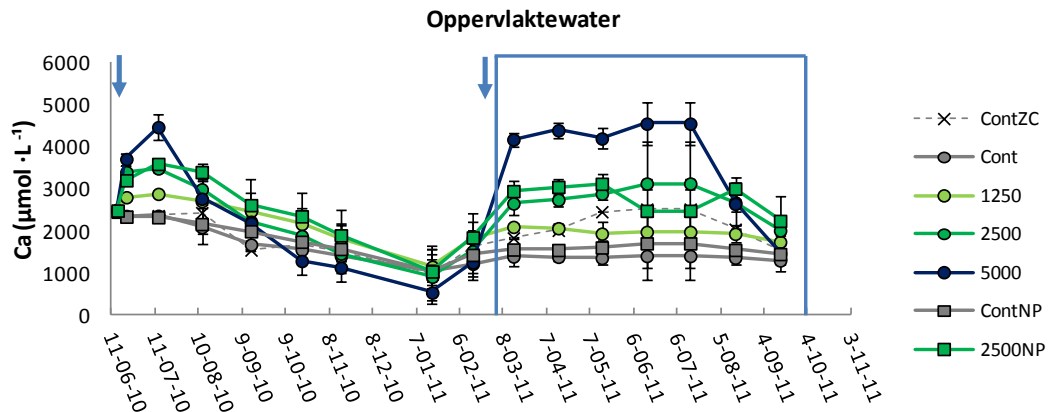
V.1 Oppervlaktewater



Afbeelding V.1: De pH in het oppervlaktewater op 15 cm diepte in de enclosure (+/- st.dev.). De blauwe pijlen geven aan wanneer er zout is toegevoegd en het blauwe vak geeft de periode aan waarin is geroerd. Legenda: ContZC is de controlebehandeling zonder enclosure, Cont is de controlebehandeling, 1250 is de 1250 mg Cl/L behandeling, 2500 is de 2500 mg Cl/L behandeling, 5000 is de 5000 mg Cl/L behandeling, ContNP is de controlebehandeling met enclosure en extra stikstof en fosfor, 2500NP is de 2500 mg Cl/L behandeling met extra stikstof en fosfor.

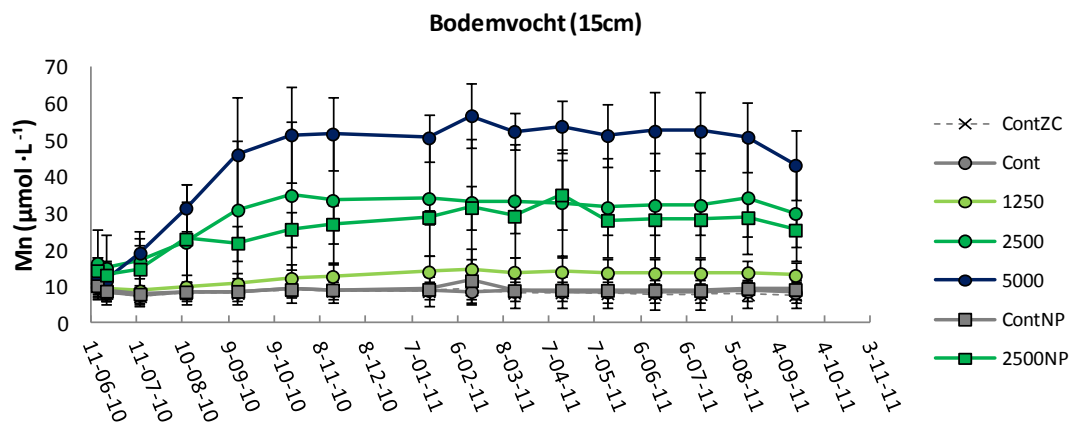


Afbeelding V.2: De alkaliniteit in het oppervlaktewater op 15 cm diepte in de enclosure (+/- st.dev.). De blauwe pijlen geven aan wanneer er zout is toegevoegd en het blauwe vak geeft de periode aan waarin is geroerd. Legenda: ContZC is de controlebehandeling zonder enclosure, Cont is de controlebehandeling, 1250 is de 1250 mg Cl/L behandeling, 2500 is de 2500 mg Cl/L behandeling, 5000 is de 5000 mg Cl/L behandeling, ContNP is de controlebehandeling met enclosure en extra stikstof en fosfor, 2500NP is de 2500 mg Cl/L behandeling met extra stikstof en fosfor.



Afbeelding V.3: De calciumconcentratie in het oppervlaktewater op 15 cm diepte in de enclosure (+/- st.dev.). De blauwe pijlen geven aan wanneer er zout is toegevoegd en het blauwe vak geeft de periode aan waarin is geroerd. Legenda: ContZC is de controlebehandeling zonder enclosure, Cont is de controlebehandeling, 1250 is de 1250 mg Cl/L behandeling, 2500 is de 2500 mg Cl/L behandeling, 5000 is de 5000 mg Cl/L behandeling, ContNP is de controlebehandeling met enclosure en extra stikstof en fosfor, 2500NP is de 2500 mg Cl/L behandeling met extra stikstof en fosfor.

V.2 Poriewater



Afbeelding V.4: De mangaanconcentratie in het poriewater op 15 cm diepte in de bodem van de enclosure (+/- st.dev.). Legenda: ContZC is de controlebehandeling zonder enclosure, Cont is de controlebehandeling, 1250 is de 1250 mg Cl/L behandeling, 2500 is de 2500 mg Cl/L behandeling, 5000 is de 5000 mg Cl/L behandeling, ContNP is de controlebehandeling met enclosure en extra stikstof en fosfor, 2500NP is de 2500 mg Cl/L behandeling met extra stikstof en fosfor.