BTO 2015.220(s) |Dec. 2015

Effecten van meteorologische condities, het kerven en kaalscheren van de zeereepzone op de samenstelling van regenwater, bodemvocht en grondwater in de Kennemerduinen

KWR Watercycle Research Institute
vrije Universiteit amsterdam
Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie
PWN

Effecten van meteorologische condities, het kerven en kaalscheren van de zeereepzone op de samenstelling van regenwater, bodemvocht en grondwater in de Kennemerduinen

BTO 2015.220(s) | December 2015

Opdrachtnummer
B111698-002

Projectmanagers
Prof. dr. P.J. Stuyfzand & dr. S.M. Arens

Opdrachtgevers
OBN (via VBNE), VU, KWR

Kwaliteitsborger(s)
OBN Deskundigenteam Duin en Kustlandschap

Auteurs
Prof. dr. P. J. (Pieter) Stuyfzand[1,2,3] & dr. S.M. (Bas) Arens[4]

[1] KWR; [2] VU Amsterdam tot 31-8-2015; [3] TU Delft per 1-9-2015
[4] Arens Bureau voor Strand- en Duinonderzoek

Verzonden aan
Dit rapport is openbaar, verstrekt aan VBNE en tevens als pdf bij VBNE verkrijgbaar

Jaar van publicatie
2015

Meer informatie

T +31 (0)30 60 69 552
E pieter.stuyfzand@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl

KWR | September 2013 © KWR

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand,
of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

Voorwoord

Voorliggend rapport doet verslag van onderzoek naar de hydrochemische effecten van het kerven en kaalscheren van de zeereepzone in de Noordwestkern van Nationaal Park Zuid-Kennemerland. Over de geomorfologische effecten is een rapport in voorbereiding (Arens & Neijmeijer, in prep).
Het project startte in oktober 2009 met als oorspronkelijk doel om via metingen aan wind, zand en zout de beoogde toename van de dynamiek in dit verstarde duingebied te monitoren en daarmee kennis te vergaren die beheerders helpt om dit soort ingrijpende maatregelen meer en duurzamer effect te doen sorteren. Het aanvankelijk vooral geomorfologisch getinte project kreeg in september 2010 een stevige uitbreiding door de metingen aan wind, zand en zout aan te vullen met metingen aan regenwater, bodemvocht en ondiep duingrondwater. Deze aanvulling die op 30 december 2014 deels en in juli 2015 geheel stopte, draaide onder maar liefst 4 vlaggen: die van de Vrije Universiteit Amsterdam (VU) in het kader van algemeen hydrologisch en hydrochemisch kustduinonderzoek, die van KWR Watercycle Research Institute (KWR) in het kader van BTO-project 'Effecten van klimaatverandering op de grondwaterkwaliteit', die van het kennisnetwerk OBN (Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit), ondergebracht bij de Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE) in het kader van de monitoring van beheersmaatregelen in het kustduinlandschap, en tenslotte die van PWN in het kader van onderzoek naar de effecten van zeereepbeheer op de grondwaterkwaliteit.
Hoewel voorliggend rapport grotendeels boogt op onderzoek door ondergetekenden met een leger aan B.Sc. en M.Sc. studenten van de Faculteit Aard- en Levenswetenschappen (FALW) van VU, wordt het door KWR uitgegeven. Reden is dat VU niet meer beschikt over een herkenbare rapportenlijn en VBNE niet over voldoende middelen beschikte om naast het overkoepelende rapport ook dit rapport te drukken. KWR heeft daarentegen een zeer herkenbare en toegankelijke rapportenlijn, waarbij steeds vaker het drukken achterwege blijft (of alleen op verzoek geschiedt) en vervangen wordt door levering van een digitale pdf versie. Bovendien past het onderzoek uitstekend binnen het bedrijfstakonderzoek (BTO) van KWR naar de effecten van klimaatverandering op grondwatersystemen in de kustregio, dat zich in de afrondingsfase bevindt (Stuyfzand, 2015).

Het uitvoeren van voorliggend onderzoek was een genoegen maar ook een tour de force in verband met het omvangrijke veldwerk en het betrekken en begeleiden van 21 VU studenten. Met grote inzet en enthousiasme hebben de volgende studenten een onmisbare bijdrage geleverd, in chronologische volgorde: Samuel Kumahor, Cristina Garcia Perez, Julian van Stralen, Hugo Wester, Anne de Nijs, Maartje Korver, Corné van der Vlugt, Marco van Leeuwen, Vince Kaandorp, Laura Schreuder, Merrith Hogenes, Maxime Eiselin, Hans Kerkvliet, Stephan Zijl, Arjan Zonneveld, Remco IJzer, Robin Opdam, Joost Buitink, Vincent Schinkel, Iris van Wielink en Maaike der Kinderen. Arjan Zonneveld heeft bovendien op betaalde basis, nog meer gedreven dan gebruikelijk, het veld- en labwerk m.b.t. het regenwateronderzoek uitgevoerd in de periodes juli-december 2013 en juni-december 2014.
De inzet en hulp van vele anderen waren evenzeer onmisbaar, in de eerste plaats natuurlijk die van John Visser (VU's Water Lab) en van Frans Backer en drs. Michel Groen (VU's veldtechnische dienst). John instrueerde alle studenten in zijn lab en verrichtte alle ICP-OES analyses. Maarten Waterloo (VU) hielp als tweede beoordelaar de vele studentrapporten te beoordelen en bood hulp met veldinstructies.
Assistentie in het veld in Nationaal Park Zuid-Kennemerland werd met grote inzet geboden door vooral Ina Roels en Dennis Ofman (rangers PWN), en een legioen aan vrijwilligers die de zeezoutmetingen verrichtten. Gerard van Zijl springt er als vrijwilliger echter uit door zijn onafgebroken en zeer accurate bijdrage aan deze metingen gedurende de periode 2011-2015. Drs. Sander de Haas, hydroloog bij PWN, zorgde voor het plaatsen van stagiairs en

regelde zo nu en dan het vervoer. De 2 regenvangers (type KNMI) zijn gedoneerd door Hans Verboom (RIVM).
Discussies in het OBN deskundigenteam Duin- en Kustlandschap droegen tenslotte bij aan de richting van en feedback op dit onderzoek. Wij hopen dat deze studie bijdraagt aan een beter begrip en beheer van duinterreinen in de zeereepzone. Veel leesplezier of naslaggenoegen toegewenst!

Pieter J. Stuyfzand & Bas Arens, 8 december 2015

Management samenvatting

Dit rapport biedt inzicht in de hydrochemische effecten van het kerven en kaalscheren van de zeereepzone in de Noordwestkern van Nationaal Park Zuid-Kennemerland, tegen de achtergrond van wisselende meteorologische condities. De onderzoekshypothese is dat de aangebrachte kerven voor een grotere belasting van zand, zout en wind op de achterliggende duinen zullen zorgen, en dat dit de stabilisatie van duinen en de ontwikkeling van vegetatiesuccessie zal vertragen, zodat de dynamiek langdurig hersteld kan worden met behoud en ontwikkeling van Grijze Duinen tot gevolg.
De hydrochemische veranderingen zijn in beeld gebracht door uitvoerige metingen aan bulk regenwater, bodemvocht en ondiep grondwater, 2 jaar vóór en ~2 jaar na de ingrepen. Veranderingen in meteorologische condities (minder zeewind na het kerven) en een afnemende begroeiing door zandoverstuiving overschaduwden de verwachte toename van zeezoutdepositie achter de kerven. De zandoverstuiving en het kaalscheren hebben tot een duidelijke afname geleid van zeezout, kalk-koolzuur parameters en overige opgeloste bestanddelen in ondiep grondwater. Minder begroeiing leidt immers tot minder interceptie-depositie, minder evapoconcentratie en minder productie van koolzuur.
Dankzij het ontwikkelde SEASAM model (Sea Spray Atmospheric deposition Model) kon worden aangetoond dat metingen met zoutvangers en bulk-regenvangers bij vergelijkbare, voorspelde EC waarden en Cl concentraties (dus bij vergelijkbare windcondities) hoger waren vóór dan na de ingrepen. Dit vormt overtuigend bewijs dat de condities voor zeezoutdepositie na de ingrepen ongunstiger waren dan ervoor. Dit is zeer opmerkelijk, omdat het tegen de verwachting (nulhypothese) indruist. Een verklaring hiervoor kan zijn dat het kerven van de zeereep en het kaalscheren van duin de lokale ruwheid van het duinoppervlak verlagen waardoor minder zeezout wordt afgezet. De saliniteit van het kustnabije Noordzeewater, in SEASAM gemakshalve constant verondersteld, is na de ingrepen wel iets (2%) maar onvoldoende afgenomen om de zeezoutdaling (25%) volledig te verklaren.
Positief is de conclusie dat de combinatie van zeereepkerven en het kaalscheren van achterliggende paraboolduinen hydrogeochemisch gunstige effecten heeft: (i) zij voorkomt dat de kwaliteit van het ondiepe duingrondwater verslechtert vanuit drinkwaterperspectief, (ii) zij leidt tot verhoging van de grondwaterstand, en (iii) vertraagt de bodemontkalking.
De metingen met bulk regenvangers, waaronder een windrichtingafhankelijke vanger, en de metingen aan ondiep grondwater met de VU-schroefboor hebben essentiële informatie opgeleverd over ruimtelijke en temporele variaties in waterkwaliteit in kalkrijke duinen in de zeereepzone, t.a.v. hoofdbestanddelen en vele spore-elementen.

Belangrijke bijvangsten van het onderzoek:
Het hydrochemische onderzoek heeft bijgedragen aan de (verdere) ontwikkeling van diverse methoden voor algemeen gebruik. Het betreft met name:
(a) Het zeezoutdepositiemodel 'SEASAM' (SEA Spray Atmospheric deposition Model) ter voorspelling van de gemiddelde Cl concentratie van regenwater, bodemvocht en ondiep grondwater onder verschillende vegetatietypen in een zandig infiltratiegebied, op basis van de afstand tot de hoogwaterlijn, de door KNMI gerapporteerde dagwaarden van de windrichting, windsnelheid en (eventueel) regenval op een nabij gelegen meetstation, en de kustnabije zeewatersaliniteit.
(b) Het simpele model SMS-S, de Soil Moisture Salinity Simulator, voor het simuleren van Cl-profielen in de onverzadigde zone, op basis van het Cl-inputsignaal (regenwater), verdamping en dispersie.
(c) Het chemische massabalans model REACTIONS+, ter identificatie en kwantificering van alle relevante fysisch-chemische processen (zoals verdamping en atmosferische depositie) en hydrogeochemische reacties in de bodem tijdens de transformatie van regenwater in grondwater, incl. de uitloogsnelheid van de bodem (b.v. ontkalking).

(d) De vertaling van metingen met simpele zoutvangers in zoutbelastingen.
(e) De bepaling van de evapotranspiratie met de chloride massabalans methode en/of bepaling van de transportsnelheid van Cl-pieken in de bodem.

Algemeen belang voor:

- Hydrologen, die aan de hand van gedetailleerde Cl-metingen de benedenwaartse transportsnelheid en grondwateraanvulling kunnen inschatten;
- Waterkwaliteitsmanagers en zuiveringstechnologen van duinwaterbedrijven die willen weten hoe de kwaliteit van duingrondwater verschuift t.g.v. het kerven en kaalscheren;
- Geomorfologen, bodemkundigen en ecologen die de dynamiekveranderingen t.g.v. kerven en kaalscheren onderzoeken, met speciale aandacht voor zeezoutdepositie en ontkalking.

Trefwoorden:
Redynamisering zeereep, zeezoutdepositie, windklimaat, regenwaterchemie, chemie ondiep duingrondwater, Cl-peakmatching, Cl-massabalans, evapotranspiratie, ontkalking.

Samenvatting en conclusies

Kader en inhoud

In de Noordwestkern van Nationaal Park Zuid-Kennemerland wordt nu voor het eerst in Nederland op zeer grote schaal geëxperimenteerd met het op gang brengen van zeereepdynamiek en aansluitend het reactiveren van achterliggende paraboolduinen. Dynamiek in de zeereep is in maart 2013 op gang gebracht door middel van de aanleg van 5 grote kerven in de zeereep, nadat de achterliggende paraboolduinen al in 2012 kaal zijn gemaakt.

De onderzoekshypothese is dat de aangebrachte kerven voor een grotere belasting van zand, zout en wind op de achterliggende duinen zullen zorgen, en dat dit de stabilisatie van duinen en de ontwikkeling van vegetatiesuccessie zal vertragen, zodat de dynamiek langdurig hersteld kan worden met behoud en ontwikkeling van Grijze Duinen tot gevolg.

Voorliggend rapport doet verslag van onderzoek naar de hydrochemische effecten van het kerven en kaalscheren van de zeereepzone. Daarbij was het hard nodig om te corrigeren voor natuurlijke achtergrondfluctuaties doordat jaren en seizoenen grote verschillen vertonen vooral qua windkracht en windrichting. Vandaar de aandacht voor effecten van meteorologische condities.

Het hydrochemische onderzoek vormt een uitbreiding op en onderdeel van het overkoepelende geomorfologische project, waarover een separaat rapport verschijnt (Arens et al., in prep.). Uniek zijn de metingen aan (i) regenwater dankzij windrichtingafhankelijke bemonstering en uitvoerigheid van de anorganisch chemische analyse (macroparameters en vele spore-elementen), (ii) bodemvocht met gedetailleerde Cl-profielen tot 5 m-MV, en (iii) het bovenste grondwater door gedetailleerde bemonstering (elke 15 cm tot 1-2.5 m onder de grondwaterspiegel) via de VU-spiraalboor en door de uitvoerigheid van de chemische analyses.

Doelen

Doel van het overkoepelende project 'Noordwestkern' is om via metingen aan wind, zand en zout de beoogde toename van de dynamiek in dit verstarde duingebied te monitoren en daarmee kennis te vergaren die beheerders helpt om dit soort ingrijpende maatregelen meer en duurzamer effect te doen sorteren.

Het hydrochemische onderdeel van het overkoepelende project beoogt navolgende vragen te beantwoorden:

1. Wat zijn de consequenties van het kerven van de zeereep en de verwijdering van vegetatie op achterliggende paraboolduinen, op de zeezoutdepositie en kwaliteit van het regenwater, bodemvocht en ondiepe grondwater in de duinen en natte duinvalleien achter de zeereep? Daarbij onderscheid tussen (A) de zeezouten, (B) kalk-koolzuur parameters, en (C) overige parameters.
2. Wat zijn de belangrijkste factoren van invloed op de samenstelling van de atmosferische depositie in het studiegebied?
3. Dito van het ondiepe grondwater?
4. Kunnen we verticale chloride profielen in bodemvocht en het bovenste grondwater vertalen in schattingen van filtersnelheden, de evapotranspiratie en natuurlijke grondwateraanvulling?
5. Loopt de kwaliteit van strategische grondwatervoorraden in de zoetwaterlens van gekerfde kustduinen gevaar, b.v. door verzilting of vervuiling?
6. Wat kunnen natuurbeheerders met de opgedane hydrochemische kennis?

Aanpak

Het onderzoek stoelt op zeer veel veld- en labwerk, en modellering. Voor het geomorfologische onderdeel zijn 5 windmasten operationeel sinds september 2009, 10 zoutvangerstations (elk bestaande uit 3-5 exemplaren) sinds maart 2009, en 15 zandvangers sinds oktober 2013. Het hydrochemische veldwerk bestond uit 7-14 daagse meting en analyse van bulk regenwater (met 2-20 altijd open regencollectoren, waaronder een windrichtingafhankelijke vanger) in de periode sept. 2010 t/m dec. 2014, bemonstering van duinzand uit de onverzadigde zone (elke 0.1 m van 0 tot 5 m-MV) ter bepaling van de Cl-concentratie van het bodemvocht, en de bemonstering en analyse van het bovenste grondwater op 95 locaties (elke 0.15 m tot 1-2.5 m onder de grondwaterspiegel).
In totaal zijn 1434 regenwatermonsters, 79 doorvalmonsters, 950 bodemvochtmonsters en 598 grondwatermonsters genomen. De regen- en grondwatermonsters zijn chemisch onderzocht op een breed pakket aan macroparameters, nutriënten en spore-elementen.
Vóór de uitvoering van de ingrepen is het meetprogramma gestart met zogenaamde nulmetingen en daarna zijn de metingen met dezelfde methoden herhaald, om eventuele verschillen t.g.v. de ingrepen te kunnen aantonen. Het hydrochemische onderzoek kende zo een periode van ca. 2 jaar vóór de ingrepen (september 2010 – september 2012) en ruim 2 jaar erna (maart 2013-juli 2015).
Bij het vergelijken van beide perioden doet zich ten aanzien van de wind-, zeezout-, en watermetingen een groot probleem voor, namelijk dat er zich ook zonder de ingrepen al zeer grote, natuurlijke, temporele en ruimtelijke variaties voordoen. Dit vergde aanvullend onderzoek naar (i) de gelijktijdige variaties op een *absoluut referentiemeetpunt* waar de ingrepen onmogelijk enige invloed uitgeoefend hebben, (ii) dito op een *relatief referentiemeetpunt* waar de ingrepen aanzienlijk minder invloed uitgeoefend hebben dankzij grotere afstand of beschutting, en (iii) de doorvertaling van die metingen. Als absoluut referentiemeetpunt is het KNMI-windstation IJmuiden op de zuidpier gekozen. Om de hoogfrequente en ononderbroken tijdreeks aan windgegevens door te kunnen vertalen naar de dagelijkse en tweewekelijkse atmosferische zeezoutbelasting, is het eerder ontwikkelde zeezoutdepositiemodel 'SEASAM' aangepast en uitgebreid met een module ter voorspelling van de kustnabije zeewater saliniteit.
Om de gemeten Cl-profielen in bodemvocht 'grofweg' te kunnen simuleren is het model SMS-S ontworpen. En om de transformatie van regen- in ondiep duingrondwater te simuleren en de ontkalkingssnelheid te bepalen is het model REACTIONS+ verder uitgebouwd.

Antwoord vraag 1A: Gevolgen ingrepen voor zeezouten

Zeezouten worden via 'sea spray' in de lucht gebracht en via droge en natte depositie afgezet. Zij bestaan vooral uit Na, Mg, Cl, Br, K en Sr, met substantiële bijdragen van o.a. SO_4, B en Li. Alleen Cl is in regenwater, bodemvocht en grondwater een goede maat voor zeezoutdepositie èn eventuele verdamping van water. Het elektrisch geleidingsvermogen (EC) van water uit regenwatercollectoren of zeezoutvangers is een redelijk goede maat alleen voor zeezoutdepositie.
De bepaling van de invloed van het kerven en kaalscheren van de zeereepzone op de concentraties van zeezouten in het studiegebied ondervond grote hinder door de overweldigende, natuurlijke variaties in zeezoutdepositie in de tijd. Na de ingrepen waren er minder krachtige stormen en blies de wind bovendien gemiddeld uit een voor zeezout ongunstiger, zuidelijker windrichting. De resulterende zeezoutafname in de periode na het kerven van de zeereep (Fig.A1) overstemde de verwachte toename van zeezoutdepositie in de erachter gelegen, geopende duinvalleien. Deze verminderde zeezoutdepositie blijkt overduidelijk uit vrijwel alle metingen in alle bestudeerde compartimenten (wind, regenwater, bodemvocht en bovenste grondwater; Tabel A1).
Of de kerven ter plaatse dan toch tenminste voor een **'relatieve'** zeezouttoename hebben gezorgd, d.w.z. voor een geringere afname dan op verder landinwaarts gelegen punten (lokale achtergrondmeetpunten), is getoetst voor alle beschikbare zoutvangers, de 2 bulk-regenvangers (KB1 en Wieringen) en enkele grondwatermeetpunten.

TABEL A1. Vergelijking van zeezout (gerelateerde) meetresultaten vóór (sept.2010 – sept. 2012), 1 jaar (maart 2013 – april 2014) en 2.3 jaar (juli 2015) na het kerven plus kaalscheren van de zeereepzone. % Change = 100 (After / Before - 1). Meetpunten gesorteerd op afstand tot hoogwaterlijm (X_{HWL}). Outside = buiten directe invloed van kerven en kaalgeschoren duin, wel binnen studiegebied.

Monitoring facility	Location type	Loc. map Fig.No.	n	X_{HWL} m	Unit	Mean		
						Before	After	% Change
Before versus 1 year after								
Cl Soil moisture	Carves	7.3	2	76-188	mg/L	232	126	-46
Cl Groundwater Carves	Carves	8.7	3	164-236	mg/L	89.5	62.5	-30
Cl bulk prec. KB1	Carves	7.3, 8.7	1	215	mg/L	22.5	10.7	-52
EC SIDs K3+K7	Carves	2.1	10	215-261	µS/cm	866	560	-35
Cl Soil moisture	Clearing	7.3	2	321-472	mg/L	227	94	-59
Cl Groundwater Clearing	Clearing	8.7	2	406-489	mg/L	73.1	55.8	-24
EC SIDs HZ3+HZ7	Clearing	2.1	10	410-487	µS/cm	526	495	-6
Cl wind model (WB2 site)	Outside	7.3, 8.7	1	707	mg/L	10.6	7.5	-29
EC SIDs WW1	Outside	2.1	5	707	µS/cm	377	266	-29
Cl bulk prec. WB2	Outside	7.3, 8.7	1	707	mg/L	11.7	6.4	-45
Cl Groundwater outside #	Outside	8.7	4	640-1599	mg/L	35.2	41.1	17
Cl Soil moisture	Outside	7.3	2	868-1811	mg/L	380	243	-36
Before versus 2.3 years after								
Cl Groundwater Carves	Carves	8.7	3	164-236	mg/L	89.5	80.6	-10
Cl Groundwater Clearing	Clearing	8.7	2	406-489	mg/L	73.1	44.5	-39
Cl wind model (WB2 site)	Outside	7.3, 8.7	1	707	mg/L	10.6	8.4	-21
Cl Groundwater outside #	Outside	8.7	4	640-1599	mg/L	35.2	43.2	23

#: Cl increase probably due to delayed breakthrough of low Cl groundwater and/or more evapotranspiration

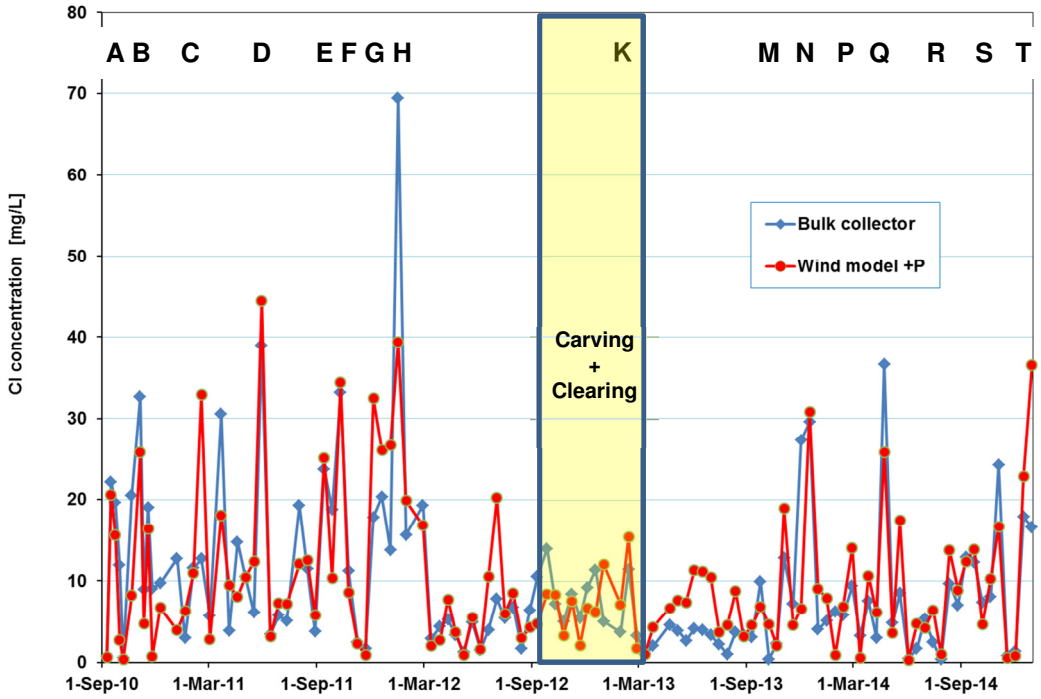


FIG. A1. Gemeten en berekende Cl-concentratie voor bulk regenval op locatie Wieringen in de periode september 2010 t/m december 2014. Berekende waarden volgens zeezoutdepositiemodel SEASAM met rekenschap van variaties in regenval. A-T = meest relevante stormperioden.

Dankzij het ontwikkelde SEASAM model (Sea Spray Atmospheric deposition Model) kon worden aangetoond dat metingen met alle zoutvangers en bulk-regenvangers bij vergelijkbare, voorspelde EC waarden en Cl concentraties (dus bij vergelijkbare windcondities) hoger waren vóór dan na de ingrepen (Fig.A2). Dit vormt overtuigend bewijs dat de condities voor zeezoutdepositie na de ingrepen ongunstiger waren dan ervoor. Dit is zeer opmerkelijk, omdat het tegen de verwachting (nulhypothese) indruist. Een verklaring hiervoor kan zijn dat het kerven van de zeereep en het kaalscheren van duin de lokale ruwheid van het duinoppervlak verlagen waardoor minder zeezout wordt afgezet.
Hoewel de saliniteit van het kustnabije Noordzeewater na de ingrepen wel iets (2%) is afgenomen, en dus bijdraagt aan de daling, is de atmosferische zeezoutdaling te groot (25%) om hierdoor verklaard te worden.
Bij de bodemvocht- en grondwatermeetpunten achter de kerven overheerste het effect van een sterke vegetatieafname ter plaatse, vooral door overstuiving met zand, terwijl op andere plekken het kaalscheren de vegetatie elimineerde. Minder begroeiing leidt tot minder evapoconcentratie (concentratietoename door verdampingsverliezen) en minder interceptiedepositie (extra zeezoutinvang via bovengrondse biomassa), en dus tot minder zout.

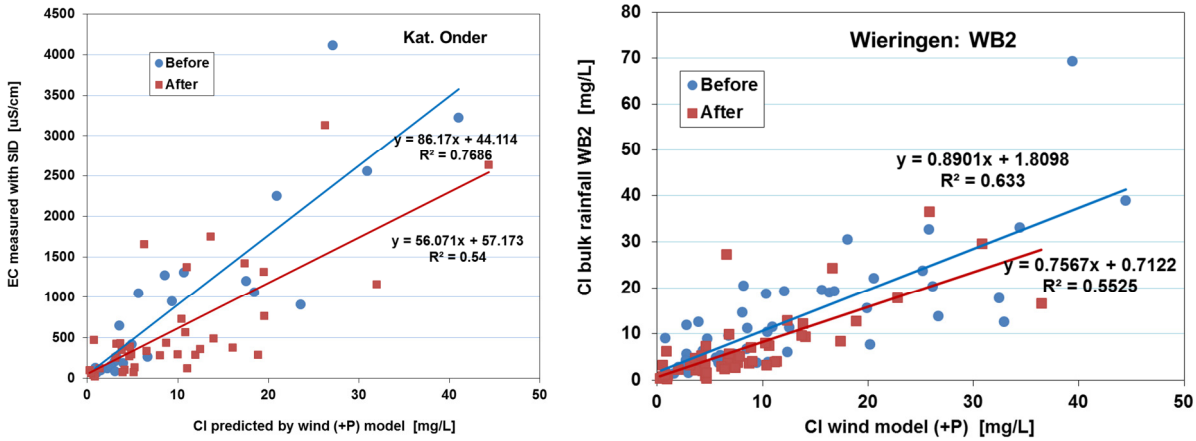


FIG. A2. Plot van de EC-meetwaarden van zoutvangers Kattendel Onder (links) en de gemeten Cl-concentraties met bulk-regenvanger Wieringen, vóór en na de ingrepen als functie van de Cl concentratie in bulk neerslag op Wieringen volgens het windmodel (met windgegevens van IJmuiden en neerslagdata van Overveen). De steilere helling van de blauwe regressielijn getuigt ervan dat de condities voor zeezoutdepositie na de ingrepen ongunstiger waren dan ervoor.

Antwoord vraag 1B: Gevolgen ingrepen voor kalk-koolzuur parameters

De kalk-koolzuur parameters bestaan uit pH, Ca, Sr, HCO_3, TIC (Total Inorganic Carbon) en kalk-verzadigingsindex (SI_C). De gevolgen waren voor regenwater tegengesteld aan die voor grondwater. De concentraties, pH en SI_C namen in regenwater vlak bij de zeereep (KB1) duidelijk toe als gevolg van meer invang van kalkhoudend kuststof.
Terwijl er op de referentiemeetpunten 'grondwater' duidelijk meer kalk oploste, namen op de meetpunten dicht bij de kerven en het kaalgeschoren duin vrijwel alle concentraties eenduidig fors af en nam de pH toe. Deze concentratiedalingen binnen de invloedsfeer van de ingrepen zijn te verklaren vooral door de afgenomen begroeiing. De afgenomen / verwijderde begroeiing leidt immers tot minder invang van zeezout, minder evapoconcentratie en minder CO_2-productie (waardoor minder kalkoplossing). Voor Ca geldt daarnaast dat de afgenomen zeezoutdepositie heeft geleid tot kationuitwisseling waarbij Ca adsorbeert.

Antwoord vraag 1C: Gevolgen ingrepen voor overige parameters

De overige parameters bestaan hier uit 2 sterke zuren (SO_4# en F; N.B. X# = X gecorrigeerd voor zeezoutbijdrage), nutriënten (NO_3, NO_2, NH_4, PO_4, SiO_2) en metalen of spore-elementen (Fe, Mn, Ag t/m Zn). Net zoals bij de zeezouten ondervond de bepaling van de gevolgen van de ingrepen grote hinder door de overweldigende, natuurlijke variaties in ruimte en tijd.

In absolute zin zijn de concentraties van de meeste stoffen ***in regenwater*** duidelijk gedaald t.g.v. minder wind en mogelijk een voortgaande dalende trend in de mate van luchtverontreiniging. Vergelijking van regenvanger KB1 vlak bij de kerven met WB2 buiten direct bereik van de ingrepen wijst op mogelijke invloeden van de ingrepen voor KB1. Deze bestaan uit een toename van vooral F, NH_4, SiO_2, Al en Cd, en een afname van vooral Cu en Pb. De verschillen voor NO_3, NO_2, PO_4, As, V en SO_4# waren niet significant. De toename van NH_4, SiO_2, Al kan verklaard worden door meer invang van overvloediger kuststof dankzij de kerven en kaalgeschoren duinen.

In het ***ondiepe grondwater*** zijn de concentraties van de meeste 'overige parameters' gedaald, net zoals die in het regenwater en net zoals die van de zeezouten en kalk-koolzuur parameters in grondwater. De belangrijkste reden is ook hier de afname van: (i) de atmosferische depositie, (ii) de evapoconcentratie (minder begroeiing), en (iii) de CO_2 productie (minder begroeiing). Een aanvullende reden kan zijn, dat de algehele afname van de ionsterkte (door minder opgeloste stoffen) tot meer sorptie leidt van spore-elementen.

Echter, bij de kerven nam SO_4# doorgaans toe, waarschijnlijk door minder diepgaande anaërobie, en op de kaalgeschoren delen namen PO_4 en Pb toe.

Antwoord vraag 2: Factoren van invloed op de atmosferische depositie

De gemiddelde chemische samenstelling kent 5 in Fig.A.2 onderscheiden stofgroepen, waarvan de mariene component (zeezout) de belangrijkste is en kalkstof de op 1 na belangrijkste.

Het tijdsafhankelijke beeld wordt gedicteerd door wisselende bijdragen van zeezout, continentaal atmosferisch stof, luchtverontreinigingsbestanddelen en biogene inputs (waaronder incidentele vogelexcrementtreffers). Hierin zit een trendmatige ontwikkeling van jaargemiddelden en een seizoenale component. De trend is alleen voor Cl bepaald en wel via metingen elders en het windmodel SEASAM; sedert 1990 vertoont deze een dalende trend. Seizoensafhankelijke variaties hangen samen met fluctuaties in vooral de zeezoutopwekkende windsnelheid en windrichting (max in oktober-maart/april), hoeveelheid stof in samenhang met geringe regenval (max in maart-juni) en het groeiseizoen (april-september).

De windrichtingselectieve regencollector toont dat de regenwaterkwaliteit grofweg afhangt van 3 kenmerkende windrichtingen: de mariene winden uit ZW-NW, continentale winden uit NO-Z (hoogste concentratie NO_3, NH_4, SO_4#, Br# en B#), en N-NO wind uit het IJmond gebied (hoogste concentratie SO_4#, Cl#, K#, PO_4). De ZW wind brengt echter veruit de meeste neerslag, zodat de depositie uit die richting voor veel componenten alleen al daardoor de kroon spant.

Ruimtelijke variaties in regenwatersamenstelling zijn vooral gerelateerd aan verschillen in afstand tot de kust (X-HWL), windexpositie en afstand tot lokale emissiecentra zoals de IJmond. Het duidelijkste verband bestaat tussen zeezoutindicator Cl en X-HWL, met parallel daaraan de zeezoutcomponenten Na, K, Mg, Br en Sr. We zien tevens een landinwaarts afnemende invloed van ingewaaid zand of stof vanaf het strand of kaal duin (Al, Ca# en Sr#).

De regenwateranalyses en eerdere metingen (periode 1938-1995) bevestigen een zeewaartse toename van de stikstofbelasting, met ca. 1.5 kg ha^{-1} j^{-1} over een afstand van 500 m (van 707 naar 215 m HWL).

Verschil in windexpositie betekende voor regenvangers iets minder zeezoutdepositie op de top van een smal paraboolduin dan aan zijn windwaartse basis, en iets meer depositie van zeezout en kuststof aan de zeewaartse zijde van een duinhelling in vergelijking met de landwaartse zijde. De resultaten voor een duintop bevreemden, omdat de windsnelheid daar ~20% hoger is en daar een 10-50% hogere EC gemeten werd met zoutvangers. Dit wijst op

problemen met regen- en zoutvangst door een kleine grondregenvanger bij (zeer) hoge windsnelheden.
Een gedurende 3 maanden operationeel regenwatermeetnet rond de IJmond vertoonde verhoogde SO_4# en F concentraties in de omgeving van Wijk aan Zee / Tata Steel, met resp. ca. 2 mg SO_4#/L en 20-40 µg F/L. Deze verhogingen zijn aanzienlijk lager dan medio jaren 70, toen zij resp. 5 mg/L en 250 µg/L bedroegen.
Tussen de zoutmetingen met de regenvangers en die met de zoutvangers zijn zeer bruikbare relaties gevonden waarin de hoeveelheid regenval mede een rol speelt.
Veel interessanter zijn evenwel de goede relaties tussen de zoutmetingen (met zowel regen- als zoutvangers) en de berekende zoutinwaai op basis van windgegevens (richting en snelheid) en regenvaldata. Met de beschikbare langdurige tijdreeksen op dagbasis van windgegevens (eventueel in combinatie met regendata) kunnen we nu met het SEASAM model zeezout-tijdreeksen aanvullen en voorspellingen doen over toekomstige zoutdeposities bij diverse klimaatscenario's of scenario's van kustverbreding of kustafslag.

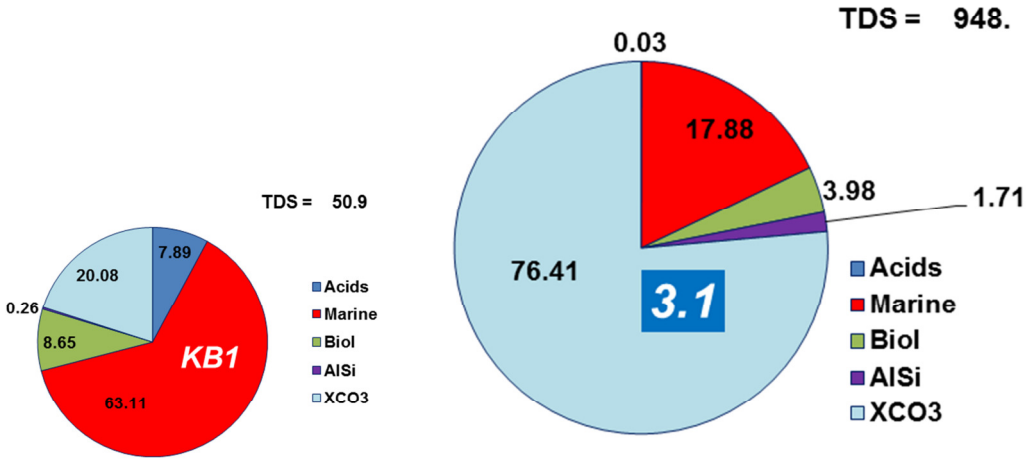


FIG. A.3. Taartdiagram met de procentuele bijdrage van 5 stofgroepen aan de samenstelling van bulk regenwater op KB1 (links) en van de bovenste meter grondwater op meetpunt 3 (rechts), beiden in Kattendel. De bijdragen zijn van resp. sterke zuren (acids), mariene ionen, organisch materiaal (biol), uit (aluminium)silicaten (AlSi) en carbonaatmineralen (XCO3) vrijkomende stoffen.

Antwoord vraag 3: Factoren van invloed op ondiep duingrondwater

Uit Fig.A.3 volgt dat het mariene aandeel in TDS van duingrondwater in de zeereepzone (gemiddeld ! 18%) aanzienlijk lager is dan die van regenwater (gemiddeld ! 63%). Dit houdt verband met het oplossen van duinzandbestanddelen, vooral schelpfragmenten (Ca, HCO_3 en Sr), en in mindere mate silicaatmineralen (SiO_2, K, Mg, B, Ba, Li) en ijzer(hydr)oxiden (Fe, Mn, As).
De kwaliteit van ondiep duingrondwater is echter zeer variabel (dus ook het mariene aandeel in TDS), zowel in ruimte als tijd. Dit hangt samen met de volgende factoren:

- De hoeveelheid atmosferisch gedeponeerd zeezout, in combinatie met de hoeveelheid evapoconcentratie. Deze 2 factoren verhogen de EC en de concentraties van vooral Cl, Na, B, Br, Li, K, Mg, Mo, SO_4 en F. We zien, net zoals bij regenwater en zoutvangers, een exponentiële daling landinwaarts, die voor dichtere en hogere begroeiingstypen steiler en op hoger plan verloopt. Zeezoutdepositie en evapoconcentratie kennen bovendien een duidelijke seizoensfluctuatie.
- Het begroeiingstype bepaalt niet alleen de verdampingsverliezen en hoeveelheid interceptie van atmosferische aërosolen en gassen (waaronder zeezout en luchtverontreinigingscomponenten), maar ook de productie van CO_2, HCO_3 en DOC, opslag in (dode en levende) biomassa, en stikstof-fixatie. De concentratie opgeloste

stoffen van grondwater neemt i.h.a. toe volgens de reeks: kaal < mossen < grassen < duindoorn < eiken < dennen. Verhoogde NO_3 concentraties zagen we vooral onder gebieden met diepere grondwaterstand, geen begroeiing of begroeiing met mossen of duindoorns.

- De grondwaterstand speelt een cruciale rol vanwege effecten op de begroeiing en redox toestand. Een gemiddelde grondwaterstand binnen ca. 0,5 m-MV kan leiden tot langdurige anoxische omstandigheden (d.w.z. alle zuurstof en nitraat verdwenen) of diep anoxische omstandigheden (tevens een groot deel van sulfaat verdwenen en methaan verschenen), door stagnatie van water in de humeuze bodemlaag en O_2-gebrek. Bijgevolg ontstaan er dan hoge concentraties aan HCO_3, DOC, NH_4, Fe(II), Mn(II), PO_4 en SiO_2, en (extreem) lage concentraties O_2, NO_3 en SO_4. Variaties in grondwaterstand manifesteerden zich duidelijk in variaties voor genoemde bestanddelen.
- De water-sediment interacties vinden in het studiegebied plaats vanaf maaiveld (MV) bij relatief hoge pH (>6,5), dankzij kalkrijkdom (vrijwel) vanaf MV (de ontkalking was lokaal slechts enkele cm diep). We zien in duinvalleien met ondiepe grondwaterstand en dichte struweelbegroeiing een duidelijk samengaan van verhoogde kalkoplossing, oxidatie van organische stof, reductieve oplossing van ijzerhydroxiden en oplossing van SiO_2 vanuit biogeen opaal, kwarts en silicaat-mineralen. Opvallend was ook de uitwisseling van zeezoutionen (voornamelijk Na, K, Mg, B, F en Li) t.g.v. zoet-zout afwisselingen. De uitwisseling door verzoeting domineerde over uitwisseling door verzilting in het studiegebied. Daarom namen de concentraties van deze elementen op veel plaatsen toe, omdat zij na adsorptie tijdens doorspoeling met relatief zout grondwater desorberen bij doorspoeling met zoeter grondwater.
- Afstand tot industrieën in IJmond. De emissies door vooral Tata Steel lijken uit te monden in verhoogde concentraties van F, Pb en Tl in de duinen benoorden het Noordzeekanaal.

De zeereepzone met achterliggende paraboolduinen en valleien (tot ca. 1 km landinwaarts) etaleert 4 deelgebieden met typische ondiepe grondwaterkwaliteit, voor zover waarneembaar met de spiraalboor (dus exclusief de hoge duindelen met diepe grondwaterstand).
Het betreft: (i) het droge strand boven de hoogwaterlijn, met incidentele Noordzee-inundatie en daardoor veel ionuitwisseling, en met weinig interactie met organische stof leidend tot aërobie; (ii) de vochtige, maar niet inunderende duinvalleien zoals Kattendel net achter de zeereep, waar veel zand en zout inwaaien en de begroeiing onderstuift met als gevolg veel afbraak en diepe anaërobie; (iii) de natte, periodiek wel inunderende duinvalleien zoals Houtglop achter de zeereep, waar het kwelplasmechanisme zorgt voor een monotoon anoxisch diepteprofiel aan de zeezijde; en (iv) verder landinwaarts waar het grondwater dieper weg staat, zeezout afneemt en het grondwater (sub)oxisch is.

Antwoord vraag 4: Vertaling verticale Cl-profielen in bodemvocht en grondwater
Metingen aan diepteprofielen van gestoken bodemvochtkernen of ondiep grondwater onthulden Cl-pieken en -dalen die aan pieken en dalen in Cl-concentratie van de neerslag gekoppeld konden worden.
In bodemvocht lukte deze 'piek-matching' het beste waar de begroeiing schaars of afwezig is en de zeezoutinput hoog. Fig.A.4 geeft hiervan een voorbeeld. Waar de begroeiing dichter en hoger is, gaat het evapoconcentratie effect het Cl-diepteverloop domineren en dient dit verdisconteerd te worden om pieken en dalen te kunnen koppelen aan Cl-variaties in de neerslag. Dit stimuleerde de bouw van het simpele model SMS-S, de Soil Moisture Salinity Simulator, voor de onverzadigde zone. Daarin wordt rekening gehouden met factoren die het Cl-inputsignaal vervormen, vooral de hoeveelheid neerslag, verdamping en dispersie. De verdamping werd opgehangen aan de dagelijkse referentiegewasverdamping volgens Makkink zoals opgegeven door KNMI voor De Kooy met de ingeschatte Makkink gewasfactor op basis van langjarig lysimeteronderzoek in de kustduinen (Stuyfzand 1993).
De simulatieresultaten voor de bodemvochtmetingen in 2014 zijn heel bevredigend te noemen voor alle profielen. Daarbij maakte het weinig verschil of de gemeten of uit windgegevens berekende Cl-concentraties als input werden gebruikt voor het model. Vooral

in de bovenste 0.5-1.0 meter van het bodemprofiel zijn de afwijkingen tussen de simulatie en meetwaarden vrij groot. Dit kan verklaard worden door veranderingen in de wortelzone, bergingsveranderingen en het optreden van voorkeursstroming, water repellency en lateraal transport. De dispersie was conform verwachting het grootste onder de dennen, en het geringste onder schaars tot niet begroeid terrein.
Dankzij piek-matching of simulatie van het verticale Cl-verloop in de onverzadigde zone zijn inderdaad plausibele schattingen verkregen van de zaksnelheden (1.1-3.6 cm/d), de evapotranspiratie en natuurlijke grondwateraanvulling voor verschillend begroeide duinterreinen.

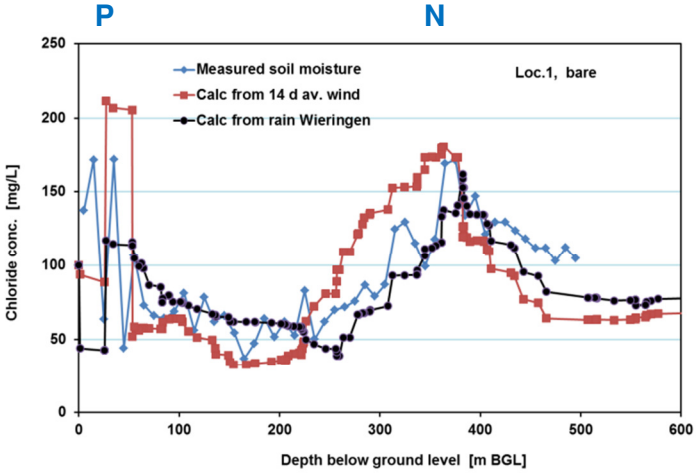


FIG. A.4. Gemeten en met SMS-S gesimuleerd diepteverloop van de Cl-concentratie van bodemvocht op locatie 1 (vrijwel kale zeereep bij Kattendel) op 14 april 2014.
De modellering is gedaan op basis van (i) de Cl metingen op regencollector WB2 (Wieringen), en (ii) de berekende Cl concentratie uit windmetingen op windstation IJmuiden.
Conclusies: ouderdom monster op 5.0 m-MV = 143 d; filtersnelheid = 3.5 cm/d; percentage verdamping in periode medio nov. 2013 tot 14-4-2014 = 10.3%.
N, P = Cl-piek in regenwater van resp. medio dec. 2013 en medio feb. 2014.

In ondiep grondwater in duinvalleien was piek-matching minder eenvoudig, omdat er aanvullende complicaties optraden door laterale grondwaterstroming, stroomopwaartse menging in kwelplassystemen, variaties in grondwaterstand, verschil in seizoen van profielopname en sterke vegetatieveranderingen op sommige plekken t.g.v. de ingrepen. De verticale verplaatsing van pieken en dalen in het grondwaterprofiel tijdens opvolgende jaren leverde op enkele locaties betrouwbaarder uitspraken op. Daarbij moesten verschillen in grondwaterstand wel verdisconteerd worden.
De Cl-massabalans methode lijkt eenvoudig, maar kampt in kustgebieden met grote ruimtelijke en temporele variaties, alsmede met onzekerheden in de Cl-interceptiedepositie. Deze problemen zijn deels omzeild door over een langere periode te middelen (bijna 4 jaar) en dit bovendien te doen voor meerdere meetpunten. Het aldus berekende overall gemiddelde van ca. 40% grondwateraanvulling onder schraal begroeid duinterrein bij een gemiddeld jaartotaal van de neerslag van 986 mm/jaar is aan de lage kant, waarvoor meerdere verklaringen zijn te geven.

Antwoord vraag 5: Gevolgen voor strategische grondwatervoorraad
Zolang de kerven een voldoende hoge drempel kennen die voorkòmt dat de Noordzee directe toegang krijgt tot de zone achter de zeereep, zal het lokale duingrondwater zeker niet verzilten. De instuiving van zand en de begeleidende maatregel van kaalscheren verminderen immers zowel de verdampingsverliezen als de interceptiedepositie van zeezout. Door de toegenomen grondwateraanvulling zal de zoetwaterlens bovendien zelfs groter worden. De voor de drinkwatervoorziening belangrijke totale en tijdelijke hardheid (vooral resp. Ca en HCO_3) van het ondiepe grondwater zal i.h.a. afnemen, behalve waar een hogere grondwaterstand voor een sterke verdichting en verhoging van de vegetatie zorgt.

Antwoord vraag 6: Wat kunnen natuurbeheerders met de opgedane kennis?
Een lastige vraag door de specialistische aard van het verrichte onderzoek. De resultaten helpen de ecologen en geomorfologen om de effecten van de beheersmaatregelen beter te begrijpen en eventueel bij te stellen. Zij laten zich (voorlopig) echter moeilijk vertalen naar een directe optimalisatie van beheersmaatregelen.
Positief is de constatering dat de combinatie van zeereepkerven en het kaalscheren van achterliggende paraboolduinen hydrogeochemisch gunstige effecten heeft: (i) zij voorkomt dat de kwaliteit van het ondiepe duingrondwater verslechtert vanuit drinkwaterperspectief, (ii) zij leidt tot verhoging van de grondwaterstand, en (iii) vertraagt de bodemontkalking.
Belangrijk hierbij is het inzicht, dat een verhoging van de grondwaterstand de ontkalking op zeker moment vertraagt, namelijk wanneer het ontkalkingsfront vanuit een open systeem in de onverzadigde zone belandt in een gesloten systeem in de verzadigde zone.

Aanbevelingen nader onderzoek
(1) Bepaling van de bijdrage van instuivend zand van vooral het strand aan de zeezout-depositie. Deze fractie kan ingedroogd zeewater vervoeren maar blijft buiten de waarneming via zout- en regenvangers vanwege hun opzettelijk hoog-geplaatste collectoroppervlak.
(2) Inrichting van een permanent meetstation voor bulk-regenwater en enkele ca. 10 m diepe grondwatermeetputten, elk uitgerust met meerdere minifilters op verschillende diepte. Dit ter monitoring van de hydrologische veranderingen (kwantiteit en kwaliteit) in de NW-kern.
(3) Om op nauwkeuriger wijze de lokale evapotranspiratie (E) en grondwateraanvulling (R) te bepalen uit reistijden in de onverzadigde zone van geïnfiltreerd regenwater aan de hand van herkenbare pieken of dalen in het tracer-concentratieverloop, wordt het volgende aanbevolen:

- het uitproberen van andere boortechnieken dan de verbuisde Edelman, b.v. met een hamerboor (Allen et al. 2014) of via sondeertechniek.
- het centrifugeren van gestoken kernen om meerdere tracers te kunnen benutten, met name ^{2}H, ^{18}O, Cl, Br en SO_4. Vooral ^{2}H en ^{18}O bieden grote voordelen (Gehrels 1999), naast Cl (dit onderzoek).
- Transportmodellering van Cl in de onverzadigde zone met geavanceerde modellen zoals Hydrus.

(4) Bepaling van de chemische samenstelling van zand en stof (met focus op kalk en nutriënten), zoals opgevangen met zandvangers. Daarbij ook vertaling van ingevangen hoeveelheden in de belasting van het duinterrein.
(5) Bepaling van de relatie tussen de bewortelingsdiepte, het bodem CO_2-profiel in de onverzadigde zone, en het kalkprofiel. Dit ter nauwkeuriger voorspelling van de ontkalkingssnelheid.
(6) Onderzoek naar de bodem- en ondiepe grondwaterkwaliteit in duinen rond de IJmond, met als doel het vaststellen van de invloed van ca. 100 jaar industriële emissies aldaar.
(7) Onderzoek naar de voorspelbaarheid van de Cl-concentratie van kustnabij Noordzeewater, om het in § 3.3 gepresenteerde model te verbeteren.

Inhoudsopgave

Voorwoord 1

Management samenvatting 3

Samenvatting en conclusies 5

1 Inleiding 19
1.1 Achtergronden, kader en doelen 19
1.2 Het hydrochemische onderzoek 21
1.3 De kerven en kaalgeschoren zone achter de zeereep 21
1.4 Opbouw van dit rapport 22
2 Materiaal en methoden 27
2.1 Overzicht van metingen 27
2.2 Windmetingen 28
2.3 Metingen aan zandtransport 29
2.4 Zeezout interceptie metingen 30
2.5 Regenwater 31
2.6 Bodemvocht (en CO_2 gasconcentraties) 34
2.7 Grondwater 37
2.8 Chemische analyses 40
2.9 Dataverwerking hydrochemie 42
3 Modellering van zeezoutdepositie 43
3.1 Inleiding 43
3.2 Methode 43
3.3 Zeewater chloriniteit en saliniteit 46
3.4 Resultaten en discussie 49
4 Resultaten windmetingen en zandtransportmetingen 53
4.1 Het windklimaat rond IJmuiden 53
4.2 Meetresultaten 2010-2014 (wind) 55
4.3 Resultaten zeezoutdepositiemodel voor periode 1971-2014 57
4.4 Resultaten zeezoutdepositiemodel september 2010 – 15 juli 2015 59
4.5 Vergelijking vóór en na de ingrepen 59
4.6 Resultaten zandtransportmetingen 60
5 Resultaten zeezoutmetingen 63
5.1 Presentatie en globale beschouwing 63
5.2 Ruimtelijke en tijdsafhankelijke variaties 64
5.3 Voorspelling 65
5.4 Vergelijking vóór en na de ingrepen 67

6 Resultaten regenwater (en doorval) ... 71
6.1 Het regenklimaat rond Overveen ... 71
6.2 Neerslaghoeveelheid in de periode september 2010 tot januari 2015 ... 72
6.3 Gemiddelde kwaliteit ... 73
6.3.1 Bulk neerslag en doorval ... 73
6.3.2 Vogelexcrementen ... 75
6.3.3 Correlatiematrix en correlatiescore plot voor neerslag op WB2 ... 75
6.4 Ruimtelijke variaties ... 78
6.4.1 Invloed van industrieën in de IJmond ... 78
6.4.2 Afstand tot de kust ... 80
6.4.3 Correlatiematrix en correlatiescoreplot 15 meetpunten ... 81
6.4.4 Windexpositie effecten ... 83
6.5 Variaties in zeezout-depositiegradiënt landinwaarts ... 84
6.6 Windrichting afhankelijke variaties ... 85
6.7 Variaties afhankelijk van neerslaghoeveelheid ... 89
6.8 Extremen ... 90
6.9 Vergelijking met SIDs ... 90
6.10 Vergelijking met windberekeningen ... 93
6.11 Vergelijking vóór en na de ingrepen ... 94
6.12 Neemt de stikstofdepositie zeewaarts toe in de duinen? ... 100
7 Resultaten bodemvocht ... 103
7.1 Principe van chloride massabalans methode ... 103
7.2 Principe van piekmatching ... 104
7.3 De opnames van september – november 2010 ... 105
7.4 De opnames van maart 2012 ... 107
7.5 De opnames van april 2014 (vergeleken met die van maart 2012) ... 110
7.6 Resultaat van peak matching ... 115
7.7 Modellering van de diepe opnames van april 2014 ... 116
7.7.1 Het model SMS-S ... 116
7.7.2 Resultaten ... 117
7.8 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek ... 120
8 Resultaten grondwater ... 121
8.1 Correctie en eliminatie van foute hydrochemische data ... 121
8.2 Presentatie van resultaten ... 121
8.3 Gemiddelde samenstellling van ondiep duingrondwater ... 123
8.4 Effecten van afstand tot de kust ... 126
8.5 Effecten van vegetatie ... 129
8.6 Effecten van diepte tot grondwaterspiegel ... 130
8.7 Invloed van industrieën in de IJmond ... 130
8.8 Patronen binnen afzonderlijke profielen ... 131
8.8.1 Op het droge strand tussen HWL en zeereep (geen vegetatie) ... 133

8.8.2 Vochtige duinvalleien achter zeereep (grassen en Salix repens) ... 133
8.8.3 Zeer natte duinvallei achter zeereep (veel open water in winter) ... 134
8.8.4 Droge duinvalleien meer landinwaarts (duinstruweel en grassen) ... 135
8.9 Vergelijking grondwater vóór en na de ingrepen ... 135
8.9.1 Presentatie meetresultaten ... 135
8.9.2 Veranderingen 1 jaar na de ingrepen ... 138
8.9.3 Veranderingen 2.3 jaar na de ingrepen ... 139
8.10 Hydrologische toepassing van de chloride metingen ... 140
8.10.1 De chloride massabalans van grondwater ... 140
8.10.2 Cl-piekmatching in grondwater ... 141
8.10.3 Aanbevelingen ... 144
9 De transformatie van regenwater in ondiep duingrondwater volgens REACTIONS+ ... 145
9.1 Toename TDS en ontleding in diverse bijdragen ... 145
9.2 Principe van REACTIONS+ ... 145
9.3 Toepassing op ondiep duingrondwater vlak achter de zeereep ... 146
9.4 Toepassing op ondiep duingrondwater in kaal duingebied landinwaarts ... 148
9.5 Kwantificering van bodemuitloging via chemische massabalansen ... 150
9.5.1 Resultaten van berekening ... 150
9.5.2 Discrepantie tussen berekende en waargenomen ontkalkingsdiepte ... 152
9.5.3 Wat is nodig om de ontkalking te stoppen of te vertragen? ... 152
10 Referenties ... 155
Bijlage 1: Berekening van de gemiddelde windrichting ... 159
Bijlage 2: Enkele hydrochemische correctiemethoden ... 161
3.6 Bird dropping corrections (rain water only) ... 161
3.7 Correction of dissolved trace elements for filtration bias ... 162
4.1.2 Definition of BEX ... 163
4.2 Individual ions corrected for marine contributions ... 164
Bijlage 3 Quantification of processes contributing to TDS ... 167
10.1 Calculation of Total Dissolved Solids (TDS) ... 167
10.2 Contribution of marine components (%TDS_M) ... 168
10.3 Contribution of strong acids to TDS (%TDS_A) ... 168
10.4 Contribution of bulk organic matter to TDS (%TDS_O) ... 169
10.5 Contribution of continental mineral dissolution to TDS (%TDS_C) ... 169
10.6 Plots of various contributions to TDS ... 170
10.7 Contribution of SMOW to mixed sample (SMOW%) ... 170

1 Inleiding

1.1 Achtergronden, kader en doelen

Aanleiding

In de Kennemerduinen (project Noordwestkern) wordt nu voor het eerst in Nederland op zeer grote schaal geëxperimenteerd met het op gang brengen van zeereepdynamiek en aansluitend het reactiveren van achterliggende paraboolduinen. Dynamiek in de zeereep is in maart 2013 op gang gebracht door middel van de aanleg van 5 grote kerven in de zeereep, nadat de achterliggende paraboolduinen al in 2012 kaal zijn gemaakt.
De onderzoekshypothese is dat de aangebrachte kerven voor een grotere belasting van zand, zout en wind op de achterliggende duinen zullen zorgen, en dat dit de stabilisatie van duinen en de ontwikkeling van vegetatiesuccessie zal vertragen, zodat de dynamiek langdurig hersteld kan worden met behoud en ontwikkeling van Grijze Duinen tot gevolg. Deze hypothese wordt getoetst met behulp van veldmetingen (vóór en na de ingrepen) aan vooral de volgende parameters en processen: wind, regenval, zandtransport, ontwikkeling van de geomorfologie, verspreiding van zeezout via de lucht (salt spray), en transport van zeezout via bodemvocht en grondwater.
Het dynamiseren van duinen wordt gezien als een belangrijke beheermaatregel voor het behoud, herstel of de ontwikkeling van Grijze Duinen (Habitat type 2130), omdat door dynamiseren grotere oppervlakken met vers zand bedekt kunnen raken. Regelmatige (dunne) bedekking met vers zand is een belangrijke abiotische randvoorwaarde voor veel plantensoorten die deel uit maken van de Grijze Duinen. Nederland heeft in Europees opzicht een belangrijke taak in het beheer van Grijze Duinen. Binnen de PAS wordt dynamiseren van duinen gezien als één van de grootschalige maatregelen die kan leiden tot systeemherstel.
Inmiddels zijn er vele experimenten gaande waar op verschillende schaal wordt gepoogd duinen achter de zeereep weer mobiel te maken (o.a. Arens et al., 2004; Arens et al., 2006; Arens en Geelen, 2006, Arens et al., 2008; Arens et al, 2012a en b). Tot nog toe blijken deze experimenten niet onverdeeld succesvol vanwege stabilisatie vanuit achtergebleven levende wortels en belemmering van verstuiving door uitgestoven dode wortels. Ook in de zeereep zelf zijn verschillende voorbeelden te vinden van dynamiseringsprojecten: Schiermonnikoog (1968), Terschelling (1995), Schoorl (1997), Ameland (2011), Waternet (2012) en inmiddels ook Schouwen (2016).

Kaders

Het onderzoek kent diverse kaders waarbinnen financiering plaats vindt of vond:

- het EU-Life project “Dutch Dune Revival” (LIFE+ Nature & Biodiversity 2009-C1e/11, Action E.10: Monitoring Kennemerland-Zuid entomologie en dynamische duinen C3). De focus ligt hierbij op uitvoering van de reactivatiewerkzaamheden (het kerven, plaggen en klepelen) en de geomorfologische procesmetingen. Dit project, dat startte in september 2009 en eindigt in voorjaar 2015, vormt het overkoepelende kader.
- het OBN project “Monitoring van Dynamische duinen in Zuid-Kennemerland”, met focus op chemische analyses van regenwater, bodemvocht en grondwater. Dit deelproject, dat startte in september 2010 en eindigde op 31 december 2014, is nauw verweven met het VU-project.
- het VU project “Critical Zone Hydrology Observatory Kennemerduinen”, waarbinnen BSc en MSc studenten van de Faculteit Aard- en Levenswetenschappen van VU hun bachelor thesis, thematic research of master thesis uitvoerden op basis van onderzoek aan regenwater, bodemvocht of grondwater. Dit deelproject ging hand-in-hand met het OBN-project.

- KWR's BTO-project "Effecten van klimaatverandering op grondwaterkwaliteit", met als onderdeel de effecten van veranderingen in windklimaat en landschapsdynamiek op de grondwaterkwaliteit in de kustregio. Dit project bevindt zich in de afrondingsfase (Stuyfzand, 2015).
- Langlopend PWN-onderzoek naar vegetatieontwikkelingen en entomofauna in de door PWN beheerde duingebieden.

Doelen en belang van het overkoepelende onderzoek

In het overkoepelende project, kortweg 'Effecten ingrepen op dynamiek Noordwestkern' genaamd, staat de geomorfologische ontwikkeling centraal. Het belangrijkste doel daarvan bestaat uit het aantonen wat de effecten zijn van de aanleg van kerven in de zeereep en het reactiveren van paraboolduinen daarachter, op de geomorfologie met als verklarende factoren veranderingen in wind, zout- en zandtransport en water. Nevendoel is kennis omtrent deze effecten te vergroten om daarmee toekomstig beheer (of ingrepen) efficiënter te maken.

Kennis over de schaal waarop dynamiek naar achteren doorgegeven kan worden, en de afstand tot waarop een verstuivingsgradiënt kan worden hersteld, is essentieel voor de toepassing van dit soort ingrepen in de toekomst. Het onderzoek is derhalve van belang voor alle duinbeheerders in Nederland. Gezien het belang van Grijze Duinen binnen Europa is het ook van belang voor alle overige duinbeheerders in Europa.

Het aanbrengen van 5 kerven wordt gezien als een doorbraak in het natuurbeheer en de kustverdediging in tijden van klimaatverandering, zeespiegelrijzing en zandsuppleties. Het onderzoek vormt daarmee een brug tussen kustverdediging en natuurbeheer.

Doelen van het hydrochemische onderdeel

Voorliggend onderzoek vormt het hydrochemische onderdeel van het overkoepelende project. Doel is navolgende vragen te beantwoorden:

1. Wat zijn de consequenties van het kerven van de zeereep en de verwijdering van vegetatie op achterliggende paraboolduinen, op de kwaliteit van het regenwater, bodemvocht en ondiepe grondwater in de duinen en natte duinvalleien achter de zeereep?
2. Hoe hangt de atmosferische depositie van zeezout, nutriënten en verontreinigingen af van de afstand tot de kust (hoogwaterlijn), duinmorfologie, vegetatie, wind etc.? Is de atmosferische stikstofdepositie in de zeereepzone nu wel of niet verhoogd ten opzichte van meer landinwaarts verrichte metingen?
3. Hoe kunnen we verticale chloride profielen in bodemvocht en het bovenste grondwater vertalen in schattingen van filtersnelheden, de evapotranspiratie en natuurlijke grondwateraanvulling?
4. Lopen de strategische grondwatervoorraden in de zoetwaterlens van gekerfde kustduinen gevaar van verzilting?

Uitvoering

Het onderzoek vindt plaats in de NW-hoek van de Kennemerduinen (Nationaal Park Zuid-Kennemerland), in het gebied dat in beheer is bij PWN en Natuurmonumenten en, uiteraard, waar de ingrepen zijn uitgevoerd (Fig.1.1 en 1.3).

Vóór de uitvoering van de ingrepen is het meetprogramma gestart met zogenaamde nulmetingen (Stuyfzand en Arens, 2011). Na uitvoering van de ingrepen zijn en worden de metingen met dezelfde methoden herhaald, met als doel eventuele verschillen als gevolg van de sleuven en het verwijderen van vegetatie van de paraboolduinen te kunnen aantonen. Het hydrochemische onderzoek kende zo een periode van ca. 2 jaar vóór de ingrepen (september 2010 – september 2012) en ruim 2 jaar erna (maart 2013-juli 2015).

Bij het vergelijken van beide perioden doet zich ten aanzien van de wind-, zeezout-, en watermetingen een groot probleem voor, namelijk dat er zich ook zonder de ingrepen al zeer grote, natuurlijke, temporele en ruimtelijke variaties voordoen. Dit vergde aanvullend onderzoek naar (i) de gelijktijdige variaties op een *absoluut referentiemeetpunt* waar de

ingrepen onmogelijk enige invloed uitgeoefend hebben, (ii) dito op een *relatief referentiemeetpunt* waar de ingrepen aanzienlijk minder invloed uitgeoefend hebben dankzij grotere afstand of beschutting, en (iii) de doorvertaling van die metingen. Als absoluut referentiemeetpunt is het KNMI-windstation IJmuiden op de zuidpier gekozen (Fig.1.2). Om de hoogfrequente en ononderbroken tijdreeks aan windgegevens door te kunnen vertalen naar de dagelijkse en tweewekelijkse atmosferische zeezoutbelasting, is het eerder ontwikkelde zeezoutdepositiemodel 'SEASAM' aangepast, waarover meer in Ch.3.
Om de gemeten Cl-profielen in bodemvocht 'simpelweg' te kunnen simuleren is het model SMS-S ontworpen. En om de transformatie van regen- in ondiep duingrondwater te simuleren en de ontkalkingssnelheid te bepalen is het model REACTIONS+ verder uitgebouwd.

1.2 Het hydrochemische onderzoek

In dit rapport worden, als onderdeel van het bovenomschreven project 'Effecten ingrepen op dynamiek Noordwestkern', de hydrochemische omstandigheden vastgelegd zoals gemeten aan regenwater, bodemvocht en ondiep grondwater in de periode september 2010 – december 2014, in de zeereepzone van de noordwestkern van Nationaal Park Zuid-Kennemerland.
Hoofddoel is om te meten hoe de depositie van zeezout en luchtverontreinigings-bestanddelen rond 3 vaste regenvangers is veranderd t.o.v. de nulsituatie, en hoe de depositie zich vertaalt in het bodemvocht en ondiepe grondwater. Daarbij worden evapotranspiratie-effecten duidelijk gemaakt en kunnen deze worden meegewogen in de effectbepaling.
Hoewel de waterwinning de afgelopen decennia drastisch verminderd is en geconcentreerd is in compacte duingebieden met kunstmatige infiltratie, wordt de zoetwaterlens in kustduinen nog immer gezien als strategische grondwatervoorraad voor de regionale drinkwatervoorziening (Stuyfzand, 2014). Het kerven van de zeereep brengt risico's op verzilting van duingrondwater met zich mee, en brengt daardoor de strategische watervoorraad in gevaar. Of dit gevaar realistisch is, wordt ook dankzij het hier beschreven meetprogramma onderzocht.
Voorliggend rapport is het eindrapport over de hydrochemische metingen, en vormt daarmee een vervolg op het tussenrapport over de metingen in 2010-2011 (Stuyfzand & Arens 2011).
In bovengenoemd KWR-onderzoek (Stuyfzand, in prep) komen nog enkele extra onderzoeksresultaten van het hydrogeochemische onderzoek aan de orde, die niet direct te maken hebben met de ingrepen in de Noordwestkern. Het betreft resultaten van hydrochemisch onderzoek naar de getijdengedreven zoutwaterlens op het strand, en geochemisch onderzoek naar de bodemontkalking in de Kennemerduinen.

1.3 De kerven en kaalgeschoren zone achter de zeereep

De voorgenomen locaties van de kerven en de kaal te scheren duinhellingen staan weergegeven in Fig.1.3. Dit plan is als zodanig uitgevoerd, met als resultaat de via Google Earth zichtbare kerven 1-5 en geschoren duinhellingen A-G in Fig.1.4.
Enkele foto's vóór en na de ingrepen in Fig.1.5 en 1.6 illustreren de opmerkelijke veranderingen in het landschap.

1.4 Opbouw van dit rapport

In het tweede hoofdstuk beginnen we met een uitleg van de toegepaste materialen en methoden op 5 onderzoeksonderdelen, in logische volgorde: de wind, zandtransport, zeezout, regenwater (en doorval in een dennenbos), bodemvocht en ondiep grondwater. Het cruciale zeezoutdepositiemodel komt vervolgens aan bod in Ch.3; cruciaal omdat dit essentieel blijkt bij het vaststellen van meer of minder zeezoutdepositie door de ingrepen, tegen de achtergrond van sterk wisselende meteorologische condities. Dan volgen de meetresultaten voor elk onderdeel met interpretatie, in resp. Chs. 4-8. Deze resultaten vóór en na de ingrepen worden met elkaar vergeleken in de Samenvatting en conclusies.
Tenslotte volgen in Ch.9 enkele chemische massabalansberekeningen met het model REACTIONS+, waarmee de hydrogeochemische reacties geïdentificeerd en gekwantificeerd worden die de transformatie van regenwater in ondiep duingrondwater bewerkstelligen, en waarmee de uitloogsnelheid van reactieve bodembestanddelen (vooral kalk) bepaald wordt. Conclusies en aanbevelingen zijn ondergebracht in het hoofdstuk 'Samenvatting en conclusies' voorin dit rapport.

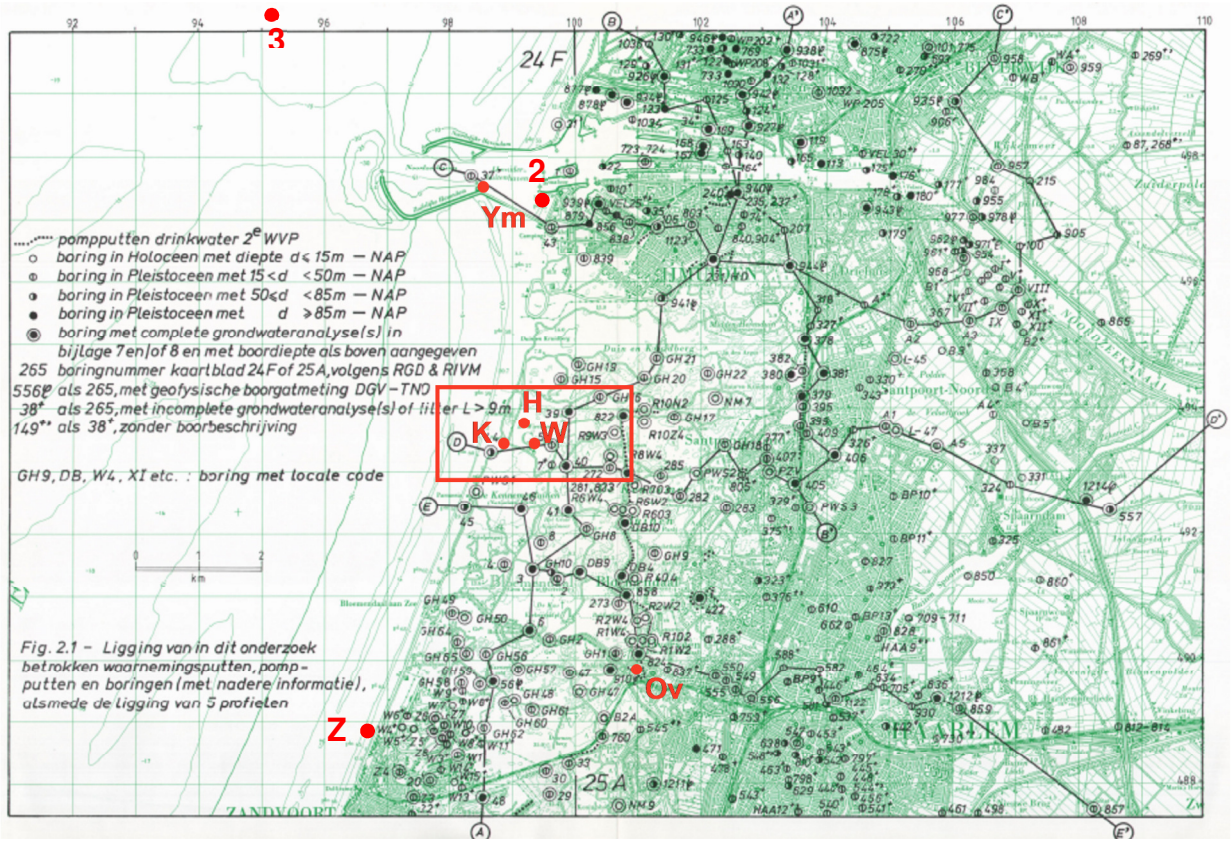


FIG.1.1. Grootschalige situatie van het studiegebied in de noordwest hoek van Nationaal Park Zuid-Kennemerland, met indicatie van de locatie van de 3 windmasten binnen het projectgebied (K = Kattendel, W = Wieringen, H = Houtglop), KNMI windmast IJmuiden (Y), het verlaten grondwater pompstation Overveen (Ov), en de verlaten RWS-meetpunt Noordzee Zandvoort strand (Z), IJmuiden semafoor (2) en IJmuiden 3km (3).
De onderliggende kaart toont de positie van belangrijke boringen, waarnemingsputten en hydrogeologische doorsnedes volgens Stuyfzand (1987).

FIG. 1.2. De KNMI-windmast op de zuidpier van IJmuiden (foto Stuyfzand 2014). Locatie aangegeven op kaart Fig.1.1.

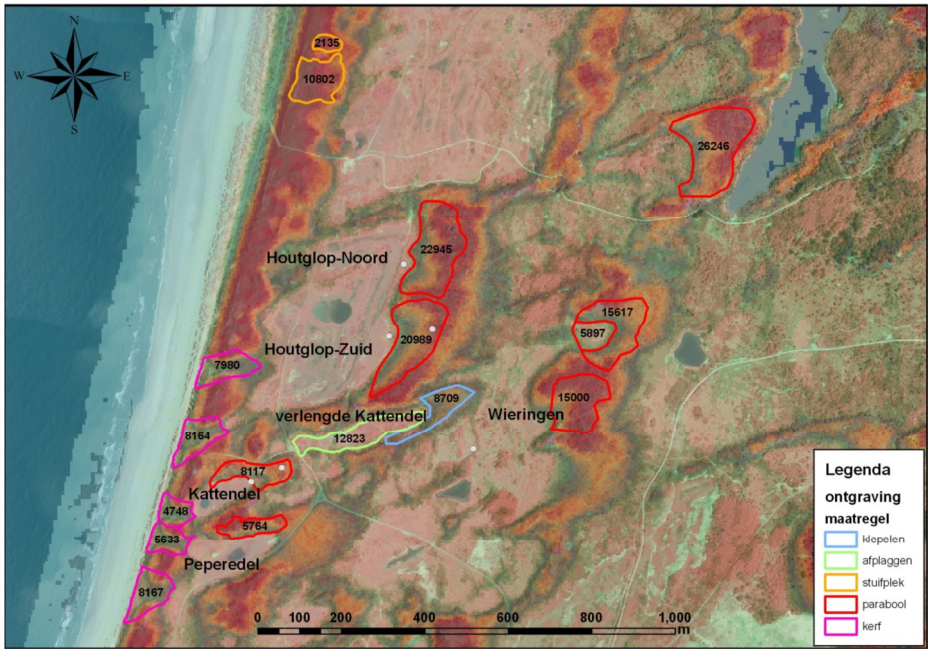
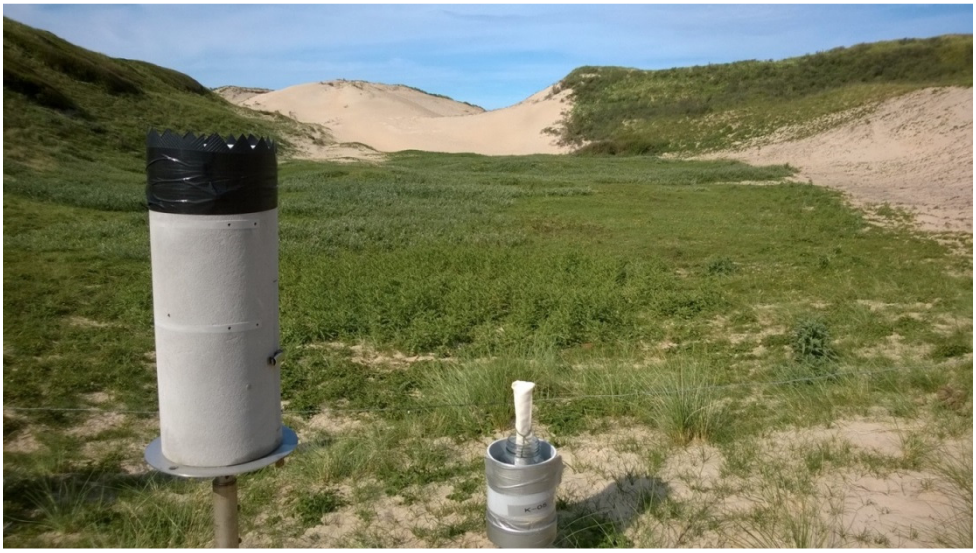


FIG.1.3. Locatie van de voorgenomen natuurherstelmaatregelen in het studiegebied, met indicatie van het betrokken oppervlak in m^2. Naar Arens 2010.

Flg. 1.4. Situatie vóór de ingrepen (boven; 1 jan. 2005) en na de ingrepen (onder; 1 oct. 2013). 1-5 = kerven in zeereep; A-G = duinen gestript van vegetatie en bodemprofiel in periode 2012 – 2013; H = omstreeks 2005 geplagd duin.

FIG.1.5. Het studiegebied vóór (A-B) en na (C-F) het kerven van de zeereep met 5 sleuven van 50-150 m breedte elk, en het strippen van de vegetatie en bodem van enkele duinhellingen achter de zeereep. A, C = Kattendel; B,D = Houtglop; E,F = zicht op de zeereep vanaf het strand op 30 april 2013. Foto's A, B, E, F door Stuyfzand, foto's C, D door Arens.

A



B

C

FIG.1.6. De Kattendel vallei na de ingrepen (foto's A-B door Joost Buitink; C door Stuyfzand). A: April 2014, blik in westelijke richting vanuit meetstation Kattendel-laag met regenvanger KB1. B: April 2014, blik vanaf de top van de noordelijke paraboolarm iets boven zichtbare bodemvocht meetpunt 13. C: Als A, 18 juli 2015.

2 Materiaal en methoden

2.1 Overzicht van metingen

Binnen het hydrochemische onderdeel zijn verschillende compartimenten onderzocht: regenwater, doorval onder dennen, bodemvocht, ondiep en diep grondwater, en de bodem. Tabel 2.1 biedt een overzicht van de diverse metingen in de Kennemerduinen. Al dat onderzoek is uitgevoerd door in totaal 21 VU-studenten in een periode van bijna 4½ jaar, onder supervisie van Stuyfzand. Hun naam en de rapporten van hun hand zijn gelist als voetnoot bij Tabel 2.1. De laatste opname in juli 2015 is door Stuyfzand en echtgenote verricht.
Niet vermeld in Tabel 2.1 zijn de wind-, zand- en zeezoutmetingen, omdat zij onder regie van Arens zijn uitgevoerd. In de volgende secties van dit hoofdstuk komen we op alle metingen in detail terug, in volgorde van atmosfeer richting grondwater. Het bodemonderzoek blijft echter buiten beschouwing (zie hiervoor Stuyfzand, 2015).
De coördinaten van alle locaties zijn ingemeten met een 'Etrex Vista HCx' GPS van Garmin, of een 'Garmin eTrex Legend' GPS. De maaiveldhoogte werd ontleend aan een online hoogtekaart van het AHN (*Actueel Hoogtebestand Nederland;* http://www.ahn.nl/viewer).

TABEL 2.1. Overzicht van metingen aan bulk regenval, doorval, bodemvocht, grondwater en duinbodem in de NW-kern van de Kennemerduinen, als onderdeel van VU's Critical Zone Observatory, met listing van alle deelnemende VU BSc en MSc studenten.

Compartment with measurement device	n	Recording interval	Maximum depth [m]	Period [mmddyyyy] start	end	Students	Anal. program
Bulk precipitation							
KNMI-type	2	2 weeks		9/1/2010	12/31/2014	S, C, Hu+J, A+M, Ar	full
VU-type, small	14	2 weeks		9/9/2010	5/30/2011	S, C	full
	20	2 weeks		3/13/2012	6/5/2012	A+M	anions
	15	2 weeks		2/13/2013	6/5/2013	Ar	anions
VU wind directional	1	2 weeks		9/13/2011	12/31/2014	Hu+J, A+M, Ar	##
Throughfall under pines							
VU-type, small	4	2 weeks		9/16/2010	5/30/2011	S, C	full
Soil moisture							
Soil core of 0.1 m thick	4x10	0.1 m	1.0	9/12/2010	9/14/2010	S	full
Soil core of 0.1 m thick	4x10	0.1 m	1.0	11/13/2010	11/13/2010	S	full
Soil core of 0.1 m thick	18x30	0.1 m	5.45	3/13/2012	3/29/2012	Co+Mo+V	Cl, EC
Soil core of 0.1 m thick	8x50	0.1 m	5.0	4/1/2014	4/19/2014	i + Ma	Cl, EC
Upper groundwater zone							
Hollow stem auger: 4 depths	4	0.5 m	2.4	12/13/2010	12/13/2010	S	full
Hollow stem auger: 2 depths	8	0.5 m	2.1	5/3/2011	5/3/2011	C	full
Hollow stem auger: 10 depths	3	0.1 m	2.1	5/23/2011	5/23/2011	C	full
Hollow stem auger: 10 depths	20	0.15 m	4.2	9/13/2011	10/12/2011	Hu+J	full
Hollow stem auger: 10 depths	25	0.4-1	3.5	4/1/2012	4/30/2012	H+St	full
Hollow stem auger: 10 depths	15	0.3-0.6	3	2/1/2013	5/10/2013	Ro+Re	full
Hollow stem auger: 10 depths	10	0.15 m	2.4	4/1/2014	4/23/2014	Jo + Vi	full
Hollow stem auger: 10 depths	10	0.15	2.4	7/16/2015	7/21/2015	P + L	full
Deeper groundwater zone							
Existing piezometers	23	20 m	120	3/14/2012	3/29/2012	Hu	full
Soil (decalcification)							
Soil core of 2 cm thick	15x10	0.04-0.14 m	0.4-2 m	April 2012		Mx+L+Me	$$

A = Anne de Nijs (Korver and de Nijs 2012); Ar = Arjan Zonneveld (Zonneveld 2014); C = Cristina Garcia Perez (García Pérez 2011); Co = Corné van der Vlugt (Kaandorp et al. 2012); H = Hans Kerkvliet (Kerkvliet and Zijl 2012); Hu = Hugo Wester (Wester 2013); i = Iris van Wielink (Van Wielink 2014); J = Julian van Stralen (Van Stralen 2012); Jo = Joost Buitink (Buitink 2014); L = Laura Schreuder (Eiselin et al. 2012); M = Maartje Korver (Korver and de Nijs 2012); Ma = Maaike der Kinderen (Der Kinderen 2014); Me = Merrith Hogenes (Eiselin et al. 2012); Mo = Marco van Leeuwen (Kaandorp et al. 2012); Mx = Maxime Eiselin (Eiselin et al. 2012); P = Pieter & Loredana Stuyfzand; Re = Remco IJzer (IJzer & Opdam 2013); Ro = Robin Opdam (IJzer & Opdam 2013); S = Samuel Kumahor (Kumahor 2011); St = Stephan Zijl (Kerkvliet and Zijl 2012); V = Vince Kaandorp (Kaandorp et al. 2012); Vi = Vincent Schinkel (2015).
= full till 18 dec.2012, from then fortnightly anions and monthly full.
$$ = grain size distribution, HCl effervescence, thermogravimetric analysis (105, 330, 550, 1000oC), cations and metals in HNO3-extract

2.2 Windmetingen

Sinds oktober 2009 verricht Arens Bureau voor Strand- en Duinonderzoek windmetingen op 5 locaties in het duingebied (Arens, 2010; Stuyfzand and Arens, 2011; Arens & Neijmeijer 2013). Het betreft 2 locaties in Kattendel, 2 in Houtglop Zuid en 1 in Wieringen (Fig.2.1). Windmast Houtglop Noord werd naar Wieringen verplaatst in september 2010. In Kattendel en Houtglop staan 2 windmasten, één aan de voet van de windwaartse binnenhelling van een paraboolduin en één op de top.
De windmasten te Kattendel en Houtglop zijn tijdens de uitvoering van de ingrepen buiten bedrijf gesteld, van 28-8-2012 tot 1-6-2013. KNMI's windstation op de zuidpier van IJmuiden wordt als referentie gebruikt. Dit station is operationeel sinds 1952, maar veranderingen in masthoogte, mastpositie en equipment hebben de data beïnvloed tot 1971 (Verkaik 2001).
De equipment op elk windstation in de duinen bestaat uit 3 cup-anemometers (op 0.5, 1 en 2 m hoogte) en een potentiometrische windvaan op 2 m+MV. Metingen worden elke 5 seconden verricht, terwijl de resulterende data worden gecondenseerd tot het gemiddelde, minimum, maximum en standaard deviatie voor elke periode van 10 minuten. Deze data worden in een datalogger opgeslagen en op dagbasis via GSM gezonden naar een projectserver die downloadbare files verstrekt via een website.
Het berekenen van een gemiddelde windrichting vergt vectormiddeling incl. weging naar windsnelheid (zie Bijlage 1). Bepaling van de gemiddelde windsnelheid geschiedt door het gewone gemiddelde te nemen zonder rekenschap van eventuele verschillen in windrichting.

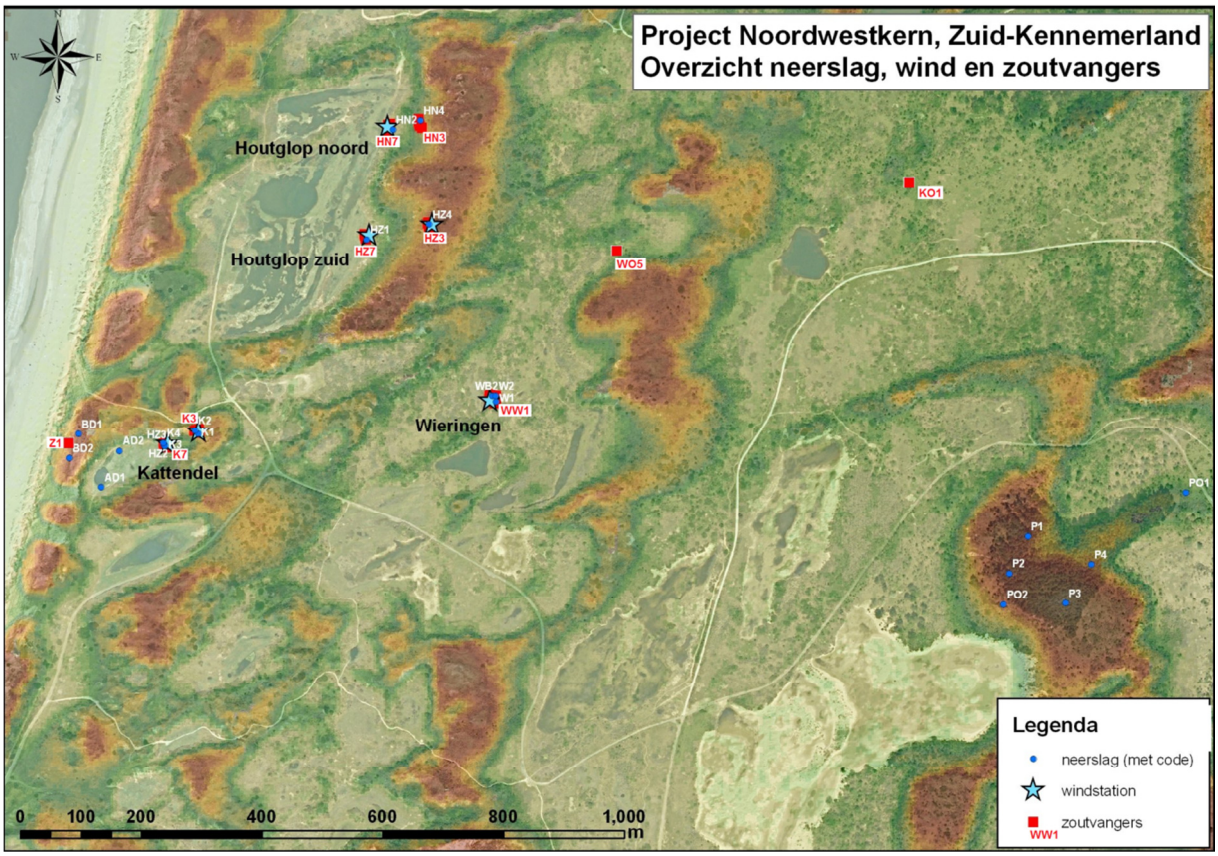


FIG.2.1. Locatie van de windmasten, zoutvangers en bulk-regenvangers in de periode september 2010 – juni 2011. Windmast Houtglop Noord werd naar Wieringen verplaatst in september 2010. Naar: Stuyfzand & Arens (2011).
Zoutvangers met tussen haakjes de startdatum van metingen: Z1 (8-11-2011), K3 (18-3-2010), K7 (18-3-2010), HN3 (18-3-2010), HN7 (18-3-2010), HZ3 (18-3-2010), HZ7 (18-3-2010), WW1 (18-3-2010), WO5 (6-12-2011) en KO1 (8-11-2011).

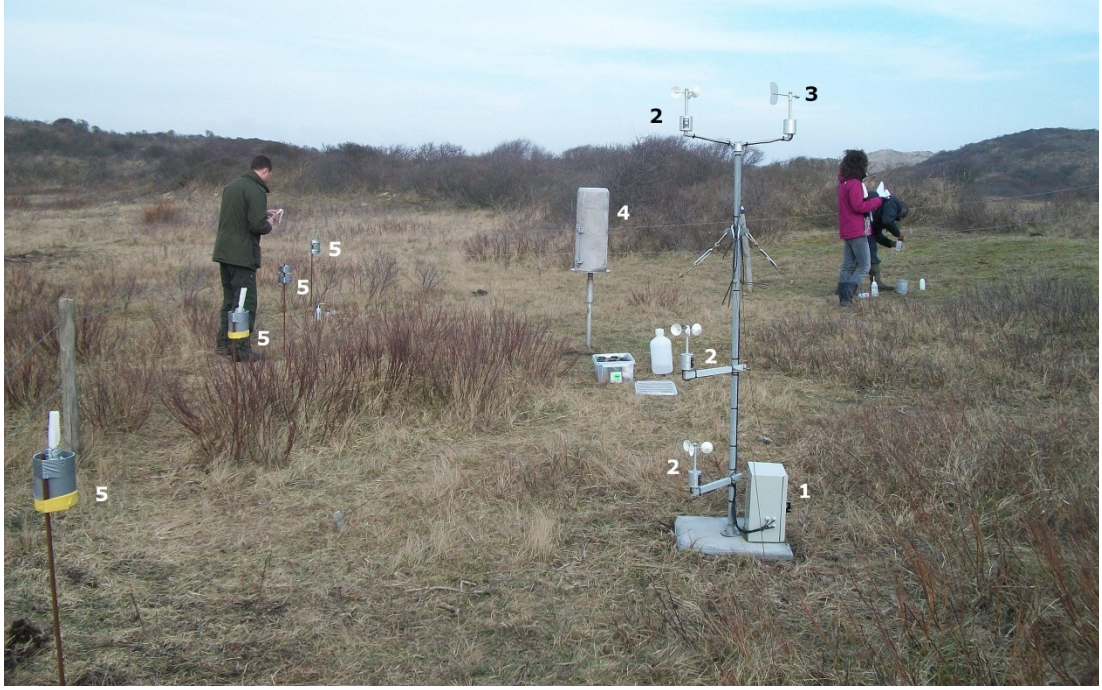


FIG. 2.2. Meetstation Wieringen met de operationele equipment in maart 201, met Dennis Ofman en Cristina Garcia Perez in actie: 1 = online windstation (voor windsnelheid en windrichting); 2 = cup anemometer (op 0.5m, 1m en 2m hoogte); 3 = windvaan op 2m hoogte; 4 = bulk KNMI regenvanger (nog zonder vogelafweer), en 5 = zoutvanger. Foto door Stuyfzand.

2.3 Metingen aan zandtransport

Vóór uitvoering van de ingrepen zijn geen metingen aan zandtransport gedaan. De hypothese (die overigens niet getest is) was dat het zandtransport achter de zeereep vóór aanleg van de sleuven verwaarloosbaar was.
Op 8 oktober 2013 zijn 15 *zandvangers* geplaatst, verdeeld over 4 zones (Fig.2.3). Zone A vertegenwoordigt de zeereep, zone B de direct achter de zeereep liggende valleien (Houtglop en Zuidervlak), zone C de strook achter de eerste serie kaal gemaakte parabolen van het Houtglop en zone D de strook achter de tweede serie kaal gemaakte parabolen van Wieringen en Cremermeer.
De zandvangers zijn zo mogelijk op dezelfde locaties neergezet als de zoutvangers. Zandvanger A1 staat op de zeereep naast de zoutvangers, vanger C2 staat bij de zoutvangers van Wieringen West, C3 staat 100m ten zuidwesten van de zoutvangers bij Wieringen Oost, vanger D2 staat bij de zoutvangers van Klein Olmen.
Door vandalisme (met name grazers en vogels) zijn er helaas veel hiaten in de gegevens. Enkele vangers zijn door grazers omgedrukt. Bij andere vangers is waarschijnlijk door vogels het gaas in de vangers stuk gepikt, waardoor de efficiëntie van het invangen sterk afnam (hoeveel is onbekend). Aan de vangers wordt regelmatig onderhoud uitgevoerd, en er zijn inmiddels rasters geplaatst om vee te weren.
Hoogtemetingen vormen een essentieel onderdeel van de monitoring van de ingrepen. Met behulp van luchtfoto´s en karteringen is bepaald hoe oppervlakken veranderen, met behulp van hoogtemetingen zijn de processen gekwantificeerd. De hoogtemetingen zijn uitgevoerd met (i) Remote Sensing methoden, hetzij direct via laseraltimetrie, hetzij indirect uit luchtfoto´s via fotogrammetrische analyse, en (ii) directe veldmetingen met een landmeter met GPS.
Voor meer details over de zandtransportmetingen zij verwezen naar Arens en Neijmeijer 2013 en 2014.

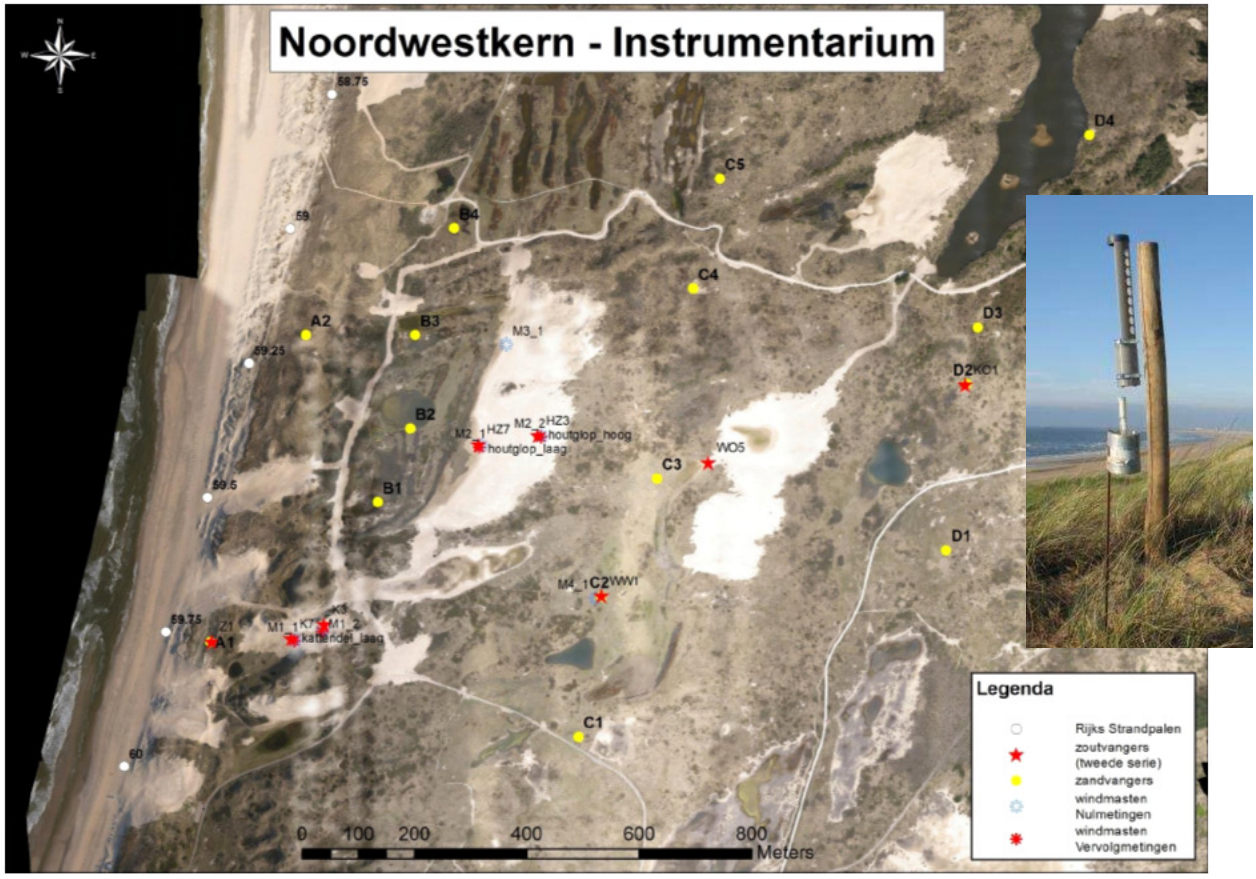


FIG. 2.3. Locatie van de zandvangers, zoutvangers en windmasten in 2013-2014. Naar Arens en Neijmeijer 2014. Plaatsing zandvangers (A1-A2, B1-B4, C1-C5, D1-D4) op 8 oktober 2013. De inzet-foto betreft zandvanger A1 bij zoutvanger Z1.

2.4 Zeezout interceptie metingen

Op elk van de volgende locaties zijn in totaal 3-5 zoutvangers (SIDs, Salt Interception Devices) op een rij loodrecht op de dominante windrichting geplaatst: Zeereep (Z1), Kattendel (basis = K7, en top van duin = K3), Wieringen (WW1), Wieringen-Oost (WO5), Klein Olmen (KO1), Houtglop-Zuid (basis = HZ7, en top = HZ3) en Houtglop-Noord (basis = HN7, en top = HN3; Fig.2.1). Tijdens de ingrepen zijn alleen de SIDs WW1, WO5 en KO1 in bedrijf gebleven, de anderen waren buiten bedrijf in de periode 28-8-2012 t/m 21-5-2013. De metingen bij HN3 en HN7 zijn gestopt op 28-8-2012.
Elke SID bestaat uit een katoenen kous gedrapeerd over een glazen testbuisje dat rechtop in een glazen potje is gezet, waarbij laatstgenoemde zodanig in een plastic cilinder staat opgesteld dat de kous blootgesteld wordt aan de lucht juist boven de rand van de plastic cilinder (Fig.2.4). Deze SIDs staan op 1 m+MV, en zijn tot 31-5-2011 wekelijks bemonsterd daarna tweewekelijks. Bemonstering geschiedt door verwijdering van de katoenen kous met zijn glazen potje, na het afspoelen van het glazen testbuisje met Milli-Q water. Het testbuisje wordt na drapering met een nieuw katoenen kousje in een nieuw glazen potje geplaatst. Het oude glazen potje bevat het oude katoenen kousje met de geabsorbeerde zeezouten plus de verzamelde hoeveelheid regenwater en het Milli-Q water dat gebruikt is om de glazen testbuis af te spoelen. Bij aankomst van alle glazen potjes met katoenen kous in het lab, worden alle potjes aangevuld met Milli-Q water tot 200 mL. Enkele minuten later volgt de EC meting, beginnend met de eerst aangevulde pot.

De meetresultaten van de 3-5 SIDs per meetlocatie zijn gemiddeld. Er bleek relatief weinig verschil te bestaan tussen hun meetresultaten, doorgaans ca. 10% waarbij de buitenste SID hogere waarden vertoonde dan de binnenste.
De hier gebruikte SIDs zijn identiek aan die toegepast in het duingebied van Oostvoorne en op de Maasvlakte door resp. Marchand et al. (1999) en Verdam (2001). Er zijn geen referentiemeetpunten in Nederland, want er bestaat geen gestandaardiseerde methode.

FIG. 2.4. Een zeezoutvanger (Salt Interception Device, SID) op de omheinde meetlocatie Wieringen. De vanger bestaat uit een grijze plastic cilinder die een glazen potje huisvest, met daarin een glazen testbuis omwikkeld met een katoenen kous. Foto door Stuyfzand.

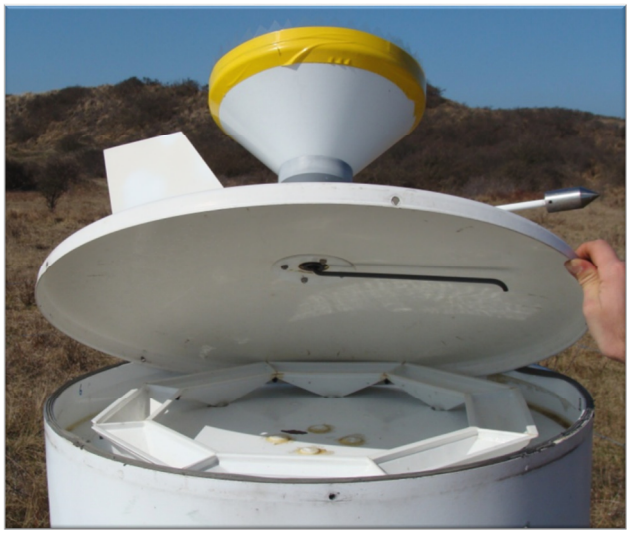
2.5 Regenwater

In het studiegebied zijn 3 regenwatercollectoren permanent gebruikt (KB1, WB2 en WA; Fig.2.5) op vaste locatie: 2 *standaard bulk collectoren* (KB1 en WB2) sinds september 2010, verkregen van KNMI, en een *windrichtingselectieve regencollector* (WA) sinds oktober 2011. Laatstgenoemde is ontworpen en gebouwd door VU in de jaren 70 (Fig. 2.4) voor gebruik door Weijers & Vugts (1990) in de periode 1973-1987. De KNMI bulkcollector bestaat uit een wet-only collector waarvan het mechaniek verwijderd is dat de trechter afsloot tijdens droge perioden. De KNMI bulkcollectoren (Fig.2.5) hebben een effectief trechteroppervlak van 390 cm^2 en zijn op 1.4 meter boven maaiveld geplaatst. Het opgevangen regenwater draineert in een 6L PE fles die gehuisvest is in een van licht afgesloten ruimte om chemische reacties door licht te voorkomen.
Het effectieve trechteroppervlak van de windrichting selectieve vanger is 700 cm^2 en de trechterrand bevindt zich op 1.3 m+MV. In deze collector bevinden zich 8 opvangvaten, waarvan elk een windsector van 45 graden bemonstert (Fig.2.5). De windvaan dirigeert de buis onder de trechter naar de correcte fles horend bij de vigerende windsector. Ook deze opvangvaten zijn gehuisvest in een van licht afgesloten ruimte. Ter preventie van vogelexcrementen op de trechter, zijn de 3 regenvangers uitgerust met een scherpe zaagtandrand op de trechter (sinds oktober 2011).
Tijdelijk zijn 10-20 kleine plastic regenvangers van VU makelij geplaatst, elk 28 cm hoog, een effectieve trechterdiameter van 11.2 cm maar zonder vogelafweer. Zij werden gedurende enkele weken tot max. 9 maanden geplaatst in de omgeving van de permanente vangers, en zijn daarom *satelliet regenvangers* genoemd.
Referentiemeetpunten zijn de KNMI-regenstations Overveen, Zandvoort, Wijk aan Zee en Castricum, althans voor de kwantiteit. Leiduin/De Zilk fungeert als referentiepunt voor de kwaliteit van wet-only neerslag.

A

B

C



D

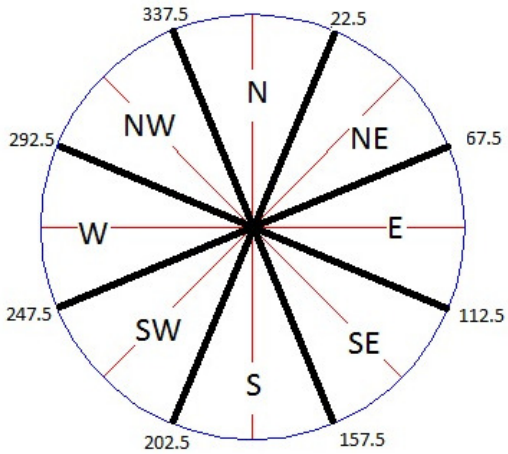


FIG. 2.5. De verschillende typen bulk-regenvangers zoals toegepast in Nationaal Park Zuid-Kennemerland, als onderdeel van VU's Critical Zone Hydrology Observatory. Gewijzigd naar Korver and de Nijs (2012).

A = kleine VU regenvanger, gebruikt als satellietvanger op meerdere locaties gedurende relatief korte perioden (meestal enkele maanden);

B = permanente KNMI bulk regenvanger;

C = permanente windrichting selectieve bulk regenvanger;

D = een blik binnen C, tonend hoe de windvaan de uitloop van de trechter dirigeert naar 8 flessen;

E = windroos sectoren die lozen op flessen 1 (N) tot 8 (NW).

Er zijn 3 afzonderlijke onderzoeksperioden geweest met deze satelliet regenvangers. Periode 1 (september 2010 – Mei 2011) omvatte de 20 VU-collectoren die op kaart zijn gezet in Fig.2.1. De resultaten daarmee zijn uitgewerkt door Kumahor (2011) en Garcia Perez (2011). Periode 2 (maart 2012 – juni 2012) kende de 19 VU-collectoren aangeduid op kaart in Fig.2.6. Korver en de Nijs (2012) werkten daarvan de resultaten uit. En periode 3 (Februari 2013 – Mei 2013) omvatte 15 regenvangers die Zonneveld (2014) in zijn onderzoek betrok.
Doorval werd uitsluitend bemonsterd in een op een duintop gelegen dennenbos, met 4 satelliet regenvangers (P1-P4 in Fig.2.1) gedurende 9 maanden (september 2010 – mei 2011).
De windrichting selectieve regenvanger is continu 2-wekelijks bemonsterd en geanalyseerd, maar het deel voor de ICP-OES-analyse (op kationen en spore-elementen) gebeurde sedert jan. 2013 in gebulkte 4-wekelijkse monsters ter beperking van analysekosten. Het bulken geschiedde proportioneel, d.w.z. gewogen naar neerslaghoeveelheid.

Correctie voor vogelexcrementen (alleen regenwater)
Vogelexcrementen hebben verscheidene regenvangers meerdere malen getroffen en daardoor de analyseresultaten van vooral pH, EC, Cl, SO_4, HCO_3, PO_4, Na, K, Ca, Mg, NH_4 en SiO_2 in bulk neerslag sterk beïnvloed. In die gevallen waren correcties nodig voor deze parameters.
PO_4-totaal is een goede indicator van vogelexcrementtreffers, wanneer PO_4-totaal > 0.10 mg/L. De resulterende correctieprocedure is aangegeven in § 3.6 van Bijlage 2. Analyseresultaten met een vogelexcrementcorrectie zijn uitgesloten van die berekeningen waarbij data gecorrigeerd zijn voor mariene bijdragen en waarbij ionverhoudingen zijn bepaald.

Fouten of extremen
De dataset regenwaterkwaliteit kende slecht-kloppende ionenbalansen vooral in geval van missende NH_4 analyses en vogelexcrementtreffers, terwijl de nauwkeurigheid van Br bij lage Cl concentraties vaak te wensen overliet. Daarbuiten zijn relatief weinig problemen ontdekt in de hele dataset. Foute analyses zijn of aangepast of verwijderd. De monsters van 23 november 2011 vertoonden onrealistisch hoge Ba concentraties, en monsters van 17 juli 2012 hadden onrealistisch hoge Cr concentraties. Deze resultaten zijn verwijderd uit de database.

Middeling van waterkwaliteit en atmosferische depositie
De samenstelling van bulk regenwater en doorval is gemiddeld door te wegen naar de hoeveelheid regen- of doorval. Dit wordt minder eenvoudig, wanneer complete chemische analyses afwisselen met incomplete chemische analyses voor een specifiek meetpunt. In dat geval sluipen significante fouten in. Hoe dit kan gebeuren, verduidelijkt Tabel 2.2. Daarom werd de volgende procedure geïmplementeerd in HGC 2.2, met als uitgangspunt dat de anionen altijd geanalyseerd werden terwijl de kationen en spore-elementen soms misten. De Cl/X verhouding werd voor die kationen en spore-elementen (X) bepaald, die een acceptabele lineaire correlatie met Cl (R>0.5) vertoonden. Deze verhouding werd gewogen gemiddeld naar flux $[Cl/X]_W$, waarna de naar flux gewogen gemiddelde concentratie van X (X_W) verkregen werd door te nemen: $X_W = Cl / [Cl/X]_W$). Dit gold voor: Na, K, Ca, Mg, B, Li, Mo en Sr. Doel van deze speciale behandeling was om correcte Cl/X verhoudingen en voor zeezout gecorrigeerde concentraties te verkrijgen.
De pH is ook naar flux gewogen gemiddeld, echter na eerst de pH te transformeren in H^+ concentraties ($H^+ = 10^{-pH}$) en deze vervolgens weer om te rekenen in de pH ($pH = -\log(H^+)$).
Concentraties in mg/L ($C_{mg/L}$) kunnen geconverteerd worden in depositiesnelheden ($D_{mgm-2d-1}$; of $D_{molha-1y-1}$) gebruik makend van de water flux ($P_{mm/d}$)), door te nemen: $D_{mgm-2d-1} = P_{mm/d}\ C_{mg/L}$ of $D_{molha-1y-1} = P_{mm/d}\ C_{mg/L} /(2.74\ 10^{-4}\ MW)$, waarin MW = molecuulgewicht [g/mol].

TABEL 2.2. Hoe fouten in ionverhoudingen en naar flux gewogen gemiddelden kunnen ontstaan, en hoe deze fouten voorkomen kunnen worden, in geval complete chemische analyses afwisselen met incomplete chemische analyses voor een specifiek meetpunt. Doel is om alle Cl data te gebruiken om de bijbehorende Na data te berekenen indien Na meer datahiaten kent dan Cl.

Sample No.	Prec. (P)	Na	Cl	Cl/Na	
Statistics	mm/14 d	mg/L	mg/L		Conclusion
1	10	8	20	2.50	
2	5		100		
3	1	12	20	1.67	
Na, Cl, Cl/Na: P weighted average #		5.8	45.0	1.67	All wrong
Na, Cl, Cl/Na: P weighted average $		8.4	20.0	2.424	Na, Cl Correct, Cl/Na wrong
Cl/Na = Cl$/Na$				2.391	Cl/Na correct
Na = (Cl$/Na$)xCl#		18.8	45.0	2.391	All correct

= (P1xC1 + P2xC2 + P3xC3)/(P1+P2+P3) $ = (P1xC1 + P3xC3)/(P1+P3)

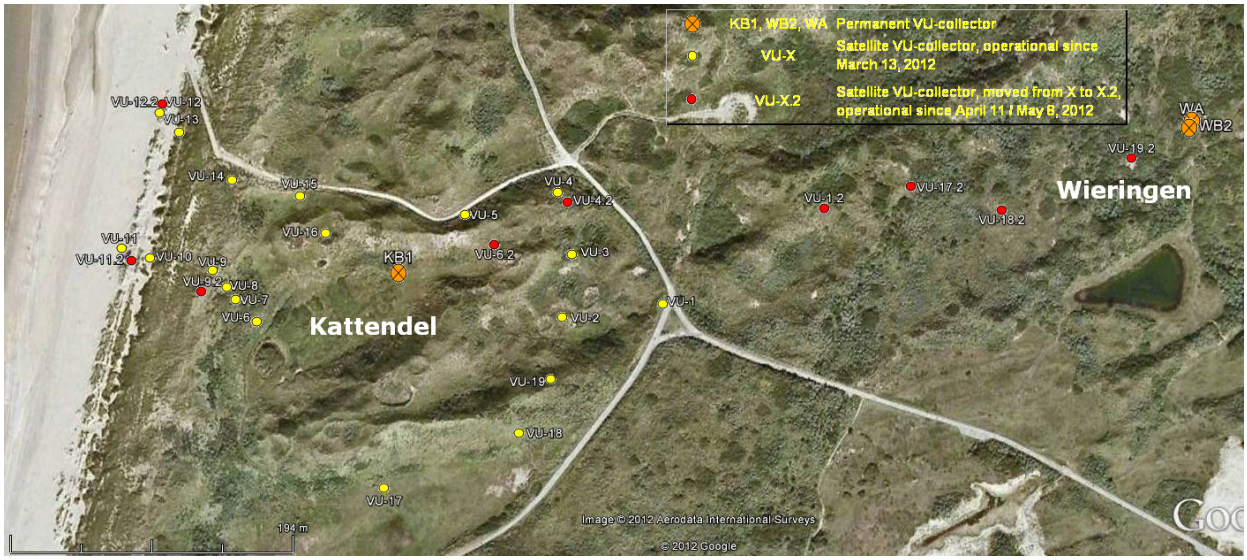


FIG. 2.6. Locatiekaart van de permanente KNMI bulk-regenvangers (KB1, WB2), de permanente windrichting selectieve bulk-regenvanger (WA), en de kleine satelliet regenvangers (VU-X en VU-X.2) tijdens de periode maart – juni 2012. Gewijzigd naar Korver en de Nijs (2012).

2.6 Bodemvocht (en CO_2 gasconcentraties)

Bemonstering

Duinzandmonsters van 50-60 cc zijn van de onverzadigde zone genomen op 4, 18 en 8 locaties in resp. 2010, 2012 en 2014 (Tabel 2.1). Dit gebeurde op elke locatie door eerst een 1 m diepe kuil te graven en hierin hetzij horizontaal (2010, 2012; Fig.2.8B) hetzij verticaal (2014; Fig.2.8E) met 0.1 m diepte-interval een PE buisje de grond in te drukken. In 2012 en 2014 is dieper doorgeboord, en zijn van 1 tot maximaal ~5.5 m-MV elke 0.1 m duinzandmonsters genomen via de Edelman boor. Dit gebeurde vanuit de binnenzijde van de boorkop om contaminatie door eventuele naval te voorkomen, in 2012 in een volledig onverbuisd boorgat, in 2014 voor monsters dieper dan 3 m-MV in een tot 3 m-MV verbuisd boorgat (Fig.2.8F).

Extractie en analyse

In het VU lab homogeniseerde Kumahor (2011) elk bodemmonster door met een mechanische schudmachine te schudden gedurende 30 minuten. Vervolgens werd 40.0 g monster in een oven bij 105°C gedroogd gedurende 24 uur en na 30 minuten koeling in een exsiccator opnieuw gewogen. Het gewichtsverlies levert het gravimetrische bodemvocht gehalte, en het volumetrische bodemvochtgehalte werd berekend door 1.5 g/cm^3 bulk dichtheid voor duinzand aan te nemen (Ritsema and Dekker, 1993). Daarna werd 40 g demi-

water toegevoegd aan 20 g oven-droog monster. Het mengsel werd gedurende 2 uur geschud en vervolgens gedurende 5 minuten gecentrifugeerd met 3000 rev/minuut. Het supernatante water werd na filtratie over 0.45 µm geanalyseerd op o.a. Cl en EC. De Cl concentratie werd gecorrigeerd voor verdunning met de volgende vergelijking:

$$Cl_{SM} = Cl_{EXTR} (V_{SM} + V_{DIL}) / V_{SM} = Cl_{EXTR} (SM_G G_1 + V_{DIL}) / (SM_G G_1) \quad (2.1)$$

waarin: Cl_{SM} = oorspronkelijke Cl concentratie in bodemvocht [mg/L]; Cl_{EXTR} = gemeten Cl concentratie in verdunde bodemvocht [mg/L]; $V_{SM} = SM_G G_1$ = oorspronkelijke bodemvocht volume [L]; V_{DIL} = volume toegevoegd gedestilleerd water [L]; SM_G = gravimetrische bodemvochtgehalte van bodemmonster [g/g]; G_1 = drooggewicht van monster waaraan V_{DIL} is toegevoegd [g].

Kaandorp et al. (2012) volgden in het VU lab een simpeler protocol. Eerst droogden zij de hele monsters gedurende 7 dagen in een oven bij 55 °C, simpelweg door de dop van de buisjes te verwijderen. Na drogen en bepaling van het vochtgehalte werden de monsters gehomogeniseerd en werd 20 ml ervan genomen en gewogen om vervolgens in een buisje aangevuld te worden met gedestilleerd water tot 50 ml waarna weging plaats vond.
Deze 50 ml monsters werden 3 maal binnen 16 uur handmatig geschud, hetgeen in een test vergelijkbare resultaten opleverde met 1 uur schudden op een 'roller bank'. Daarna werden de monsters gedurende 5 minuten gecentrifugeerd met 3000 rev/minuut. EC en pH werden in het supernatante water in het buisje gemeten, na afname van 2 ml ongefiltreerd water voor analyse op Cl met VU's AquaKem.
Der Kinderen (2014) & Van Wielink (2014) volgden een nog eenvoudiger protocol, door de centrifugestap (en filtratie over 0.45 µm) te vervangen door 2 dagen bezinktijd met gesloten dop. Filtratie bleek geen significante invloed op de resultaten te hebben. Zij pasten ook de mengverhouding iets aan (25 g ovendroog zand met 25 cc demi-water) om de te meten Cl concentratie verder boven de MDL te krijgen ter verhoging van de meetnauwkeurigheid.

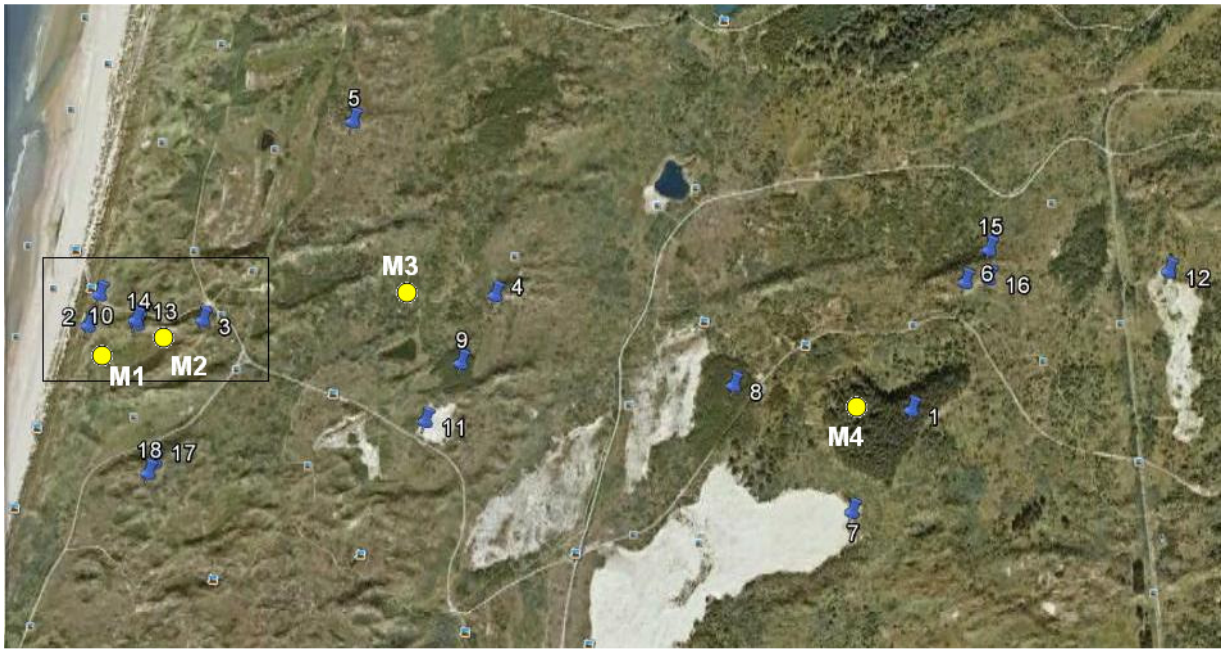


FIG. 2.7. Locatiekaart van alle bodemvochtprofielen: M1-M4 van Kumahor (2011; 1 m diep), 1-18 van Kaandorp et al. (2012; 1.2-5.5 m diep). De 8 profielen van Der Kinderen (2014) en Van Wielink (2014) vielen samen met de nummers 1, 2, 3, 4 (2 profielen), 5, 14 en 17 van Kaandorp et al. (2012). Potentiële effecten van de ingrepen zijn derhalve meetbaar op locaties 3, 5 en 14.

CO_2 gasconcentraties

Caverzam Barbosa (2014) onderzocht rond Kattendel de CO_2 concentratie van bodemlucht in de bovenste 2 m van de onverzadigde zone onder diverse begroeiingstypen. Dit gebeurde met de VU-spiraalboor, waarbij 5-10 mL lucht werd aangezogen die in het veld werd geanalyseerd d.m.v. een infrarood gas Analyser (EGM-4 CO2Analyser, PP Systems, UK).

FIG. 2.8. Impressies van het veld- en labwerk m.b.t. het bemonsteren en analyseren van bodemvocht in duinzandmonsters. A-C = werkwijze Kaandorp et al. (2012); D-F = werkwijze Der Kinderen (2014) en Van Wielink (2014).

2.7 Grondwater

Spiraalboring

De door VU ontwikkelde spiraalboor is bedoeld om relatief ondiep grondwater (0-3 m beneden grondwaterspiegel, max. ca. 5 m-MV) nauwkeurig op verschillende diepten te bemonsteren. De resolutie daarbij bedraagt ca. 5 cm. Eerst wordt met de Edelman tot de grondwaterspiegel geboord, daarna wordt met de spiraalboor het kleine filtertje onderin de boor op de gewenste diepte onder de grondwaterspiegel geboord, om tenslotte met behulp van een vacuümsysteem een grondwatermonster te nemen. Na het eerste monster kan doorgeboord worden naar een volgende diepte om daar een tweede monster te nemen, etc. De spiraalboor is uitermate geschikt voor zandgronden. Fig.2.9 toont 2 foto's van de spiraalboor in het veld. Voor nadere informatie zie Stuyfzand (2013).
Voor dit project zijn doorgaans per spiraalboring 10 grondwatermonsters genomen tot ca. 2 m beneden grondwaterspiegel (GWS).

Bemonstering en veldmetingen

Na het voorpompen van ca. 250 mL ter spoeling van stijgleiding en reductie van meekomend zwevend stof (slib, klei), zijn de veldmetingen verricht en watermonsters genomen. Buitink (2014) koppelde direct een 60 mL filtratiespuit aan de stijgleiding.
In het veld zijn de volgende metingen en waarnemingen gedaan: het elektrisch geleidingsvermogen (EC), de temperatuur (T) en zuurgraad (pH). Daarnaast zijn ook enkele audiovisuele waarnemingen gedaan en genoteerd: kleur, troebeling, H_2S geur en eventuele overige bijzonderheden.

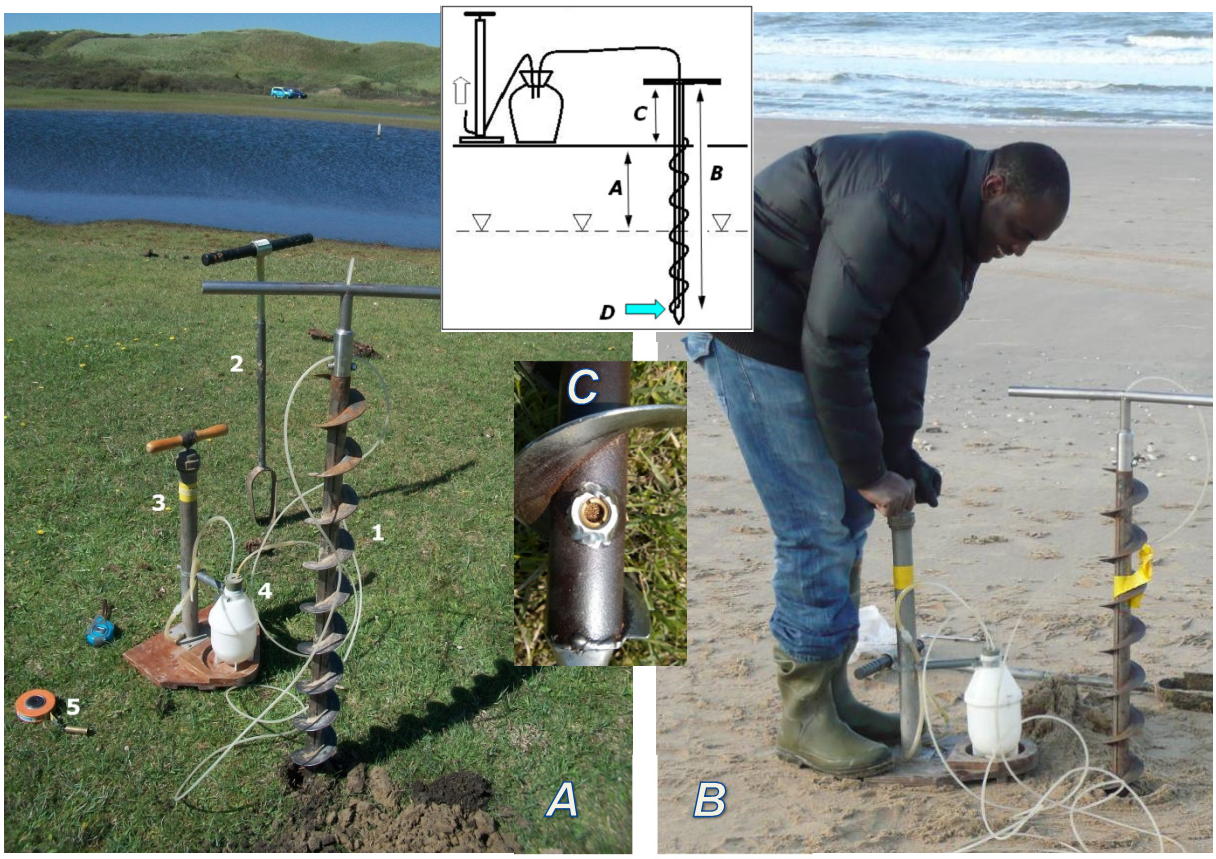


FIG. 2.9. Bemonstering van het bovenste grondwater met de door VU ontwikkelde spiraalboor.
A = benoeming onderdelen 1-5; 1 = de spiraalboor (=hollow stem auger); 2 = Edelman handboor voor de onverzadigde zone; 3 = vacuüm handpomp; 4 = vacuümvat; 5 = plopper (water level dip tape).
B = Samuel Kumahor in actie bij boren meetpunt D; C = detail van boorpunt met kleine filteropening.
Inzet: Schematische voorstelling van VU's spiraalboor in combinatie met handpomp en vacuüm verzamelvat. De te meten lengtematen A-C bepalen de diepte van het monster dat het systeem binnentreedt bij D, ten opzichte van maaiveld en grondwaterspiegel.

FIG. 2.10. Impressies van het veldwerk. A = Spiraalboring op locatie P8 (foto IJzer of Obdam, d.d. 6-3-2013); B = Kattendel vanuit boorpunt 3 in westelijke richting, putdeksel nog zichtbaar vóór aankomende zandwal (foto Zonneveld, d.d. 4-11-2013; C = als B in oostelijke richting ~2 maanden later, putdeksel bijna ondergestoven (foto Zonneveld d.d. 31-12-2013); D = spiraalboring op locatie G6, vlakbij 3 (Kattendel) in oostelijke richting (foto Stuyfzand d.d. 3-5-2011); E = spiraalboring op locatie 17A (foto Van Stralen of Wester, d.d. 18-10-2011); F = spiraalboring op locatie 3 met van links naar rechts Joost Buitink, Vincent Schinkel, Gustavo, Erica Caverzam Barbosa en Maarten Waterloo (foto Stuyfzand d.d. 1-4-2014).

Voor het meten van de EC en temperatuur is gebruik gemaakt van de 'GMH 3430' van Greisinger, terwijl de pH metingen verricht zijn met '1001 pH' van Sentron.
In het veld zijn 3 containers voor laboratoriumanalyse gevuld:

- buisje A (12 cc) ontving in veld gefiltreerd water (over 0.45 µm membraan), werd ter conservering aangezuurd in lab (zelfde dag of dag erna) met 0.7 mL HNO_3 suprapuur 65% per 100 cc (--> dus ca. 0.05 mL per 12 cc indien HNO_3 65%), en geanalyseerd op hoofd- en sporenelementen via ICP-OES (bewaartijd max 6 maanden);
- buisje B (12 cc) ontving in veld gefiltreerd water zonder conserveermiddel voor analyse in lab op zowel anionen via conductometrie na ion-chromatografische scheiding (IC) als NH_4 via Aquachem. Analyses zijn z.s.m. na bemonstering (0.5-2 dag erna) uitgevoerd. Een NH_4 deelmonster werd gehaald uit het anionenbuisje op het moment van anionenanalyse en vervolgens ingevroren bewaard tot er voldoende monsters bijeen waren om NH_4-analyse via Aquachem op te starten; en
- PE-flesje (50-100 cc) werd ongefiltreerd tot nok toe gevuld met water ter analyse in lab op pH, EGV (=EC) en HCO_3, zelfde dag van bemonstering of dag erna.

In de periode 2010-2014 hebben 6 studenten(paren) met de spiraalboor grondwatermonsters genomen op in totaal 85 locaties (Tabel 2.1). De locaties zijn aangegeven in Fig.2.11. Buitink & Van Schinkel (Buitink 2014) hebben daarbij op 9 identieke locaties geboord om de situatie van vóór de kerven met die erna met elkaar te vergelijken. In juli 2015 hebben Stuyfzand en echtgenote die 9 locaties plus locatie 17A herbemonsterd.
Op de meeste locaties, en zeker die binnen 1 km van de zeereep, geldt dat de grondwaterstroming zeewaarts gericht is en was. Dit is van belang, omdat de landinwaartse, nabije begroeiing van de meetlocaties de waterkwaliteit sterker beïnvloedt dan de zeewaartse.

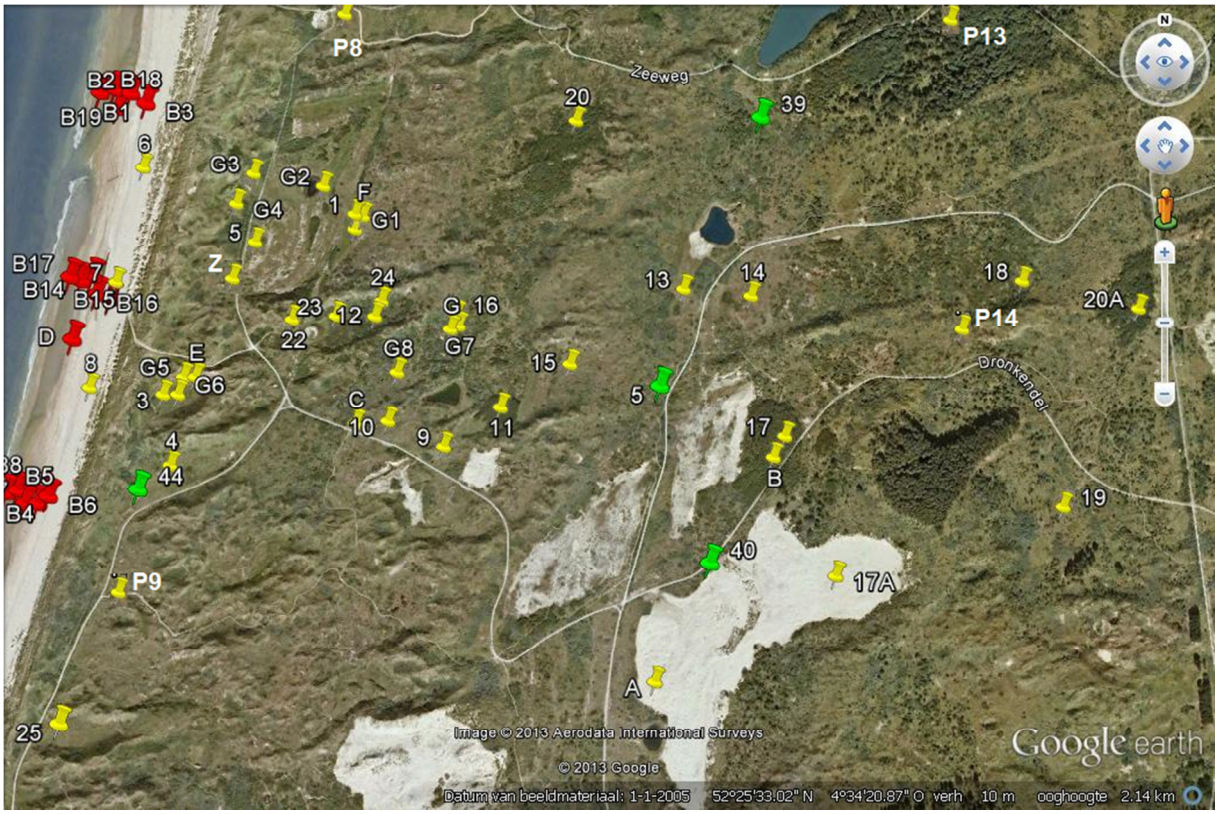


FIG. 2.11. Locaties waar grondwater bemonsterd is in de periode 2010-2014: Gele pin = hydrochemisch profiel van bovenste 1-2 m van duingrondwater in periode december 2010 – april 2014, d.m.v. VU's spiraalboor. Nummers 1 – 20A, A, B, C, P8, P9, P13, P14 en Z hebben 8-10 monsters met 10-15 cm interval, de overige 2-4 monsters met 25-50 cm interval. Rode pin = hydrochemische profielen van brak – zout grondwater op strand. Groene pin = piëzometer bemonsterd in 1979 en in 2012.
Nummers 1, 3, 4, 5, 9, 10, 12, 16, E bemonsterd in sept.-oct. 2011, en herbemonsterd in april 2014 en juli 2015.

2.8 Chemische analyses

In praktisch al het hydrochemische onderzoek bestond het analyseprogramma uit de in Tabel 2.3 gespecificeerde parameters. Deelmonsters voor ICP-OES en IC (beiden 10 cc) waren in principe altijd gefiltreerd over een 0.45 µm membraanfilter, hetzij in het veld (grondwater) hetzij in het lab (regenwater en doorval). Deelmonsters voor ICP-OES werden altijd aangezuurd in het lab bij of vlak na aankomst (tenminste enkele dagen of weken vóór analyse), met suprapuur salpeterzuur (100µl 65% HNO_3 voor 10 mL water). De deelmonsters voor IC zijn aanvankelijk niet in alle gevallen gefiltreerd, later wel.
Het flesje met 50-100 cc ongefiltreerd water is gebruikt om zelf z.s.m. (4-24 uur na bemonstering) de EC, pH en HCO_3 concentratie in het lab te meten, de HCO_3 concentratie met een titratie tot eindpunt pH4.5. De EC en pH zijn in geval van grondwater ook in het veld gemeten ter vergelijking. EC en temperatuur werden gemeten in het veld en lab met een 'GMH 3410' (Greisinger), pH met 'Sentron 1001 pH'. Alkaliniteit uitgedrukt als HCO_3 werd gemeten door titratie met H_2SO_4 tot pH = 4.5 met de 'TIM840 titratiemanager'.
De concentratie NH_4^+ is bepaald met de zogenaamde Aquachem, via spectrofotometrie. NH_4 metingen ontbreken in veel gevallen t.a.v. grondwater, in de periode van 3-3-2011 tot 4-12-2012 t.a.v. alle regen- en doorvalvangers, en in de periode van 13-9-2011 tot 27-8-2013 t.a.v. de windrichtingselectieve regenvanger.
Ion chromatografie (IC) werd gedaan met een Dionex DX-120, en voor de 'Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry' (ICP-OES) analyse werd gebruik gemaakt van een Varian 720-ES, met een Varian SPS3 monstervoorbereidingseenheid.
Tabel 2.4 biedt een uitvoeriger overzicht van de verrichte labanalyses, incl. onderste rapportagegrenzen (MDLs) in onverdunde, zoete watermonsters, de zogenaamde 'replicate standard deviation' (%RSD; maat voor precisie) en eventuele problemen t.a.v. de bruikbaarheid van de geanalyseerde parameters. Van de spore-elementen waren de data van Bi, Ga, In, Mo, Tl, W en Zr in principe niet bruikbaar i.v.m. hun te hoge MDL, maar in sommige gevallen waren data met rapportage onder hun gemiddelde MDL toch nog bruikbaar. De data van Sb, Se, Th en U waren absoluut onbetrouwbaar (veel te hoge concentraties) door diverse matrixeffecten, zodat zij verder buiten beschouwing zijn gelaten. Een hoge precisie (laag %RSD) ook op laag concentratieniveau geldt voor alle hoofdcomponenten en enkele spore-elementen (B, Ba, Li, Sr en Zn). Voor de overige, wel beschouwde spore-elementen geldt een vrij hoog %RSD rond hun MDL, maar dit verbetert daar ruim boven.
In totaal zijn 2124 watermonsters genomen voor het Kennemerduinenproject, waarvan 1434 regenwater, 79 doorval, 598 grondwater en 13 oppervlaktewater.

TABEL 2.3. Analyseprogramma voor vrijwel al het hydrochemische onderzoek aan regen- en grondwater.

Analyses	Parameters	Limitations
Field: volume	volume	Only rain water + thoughfall
Field: electrode, titration	pH, EC, HCO3	Only groundwater
Lab: electrode, titration, weight	pH, EC, HCO3, volume	Rain, throughfall, soil moisture
Lab: ICP-OES: major elements	Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, SiO2, S-tot, PO4-tot	Rain water, throughfall and groundwater
Trace elements 1	Al, As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Li, Mo, Ni, Pb, Sr, V, Zn	
Trace elements 2	Ag, Eu, Ho, La, Sc, Tl, Yb	
Lab: IC	Cl, SO4, NO3, NO2, PO4, F, Br	
Lab: volume, Cl, EC	volume, Cl, EC	Soil moisture
Lab: Aquachem	NH4, HCO3	Part of samples

TABEL 2.4. Chemische analysemethoden VU voor vrijwel al het hydrochemische onderzoek aan vooral regen- en grondwater. Tevens aangegeven MDL (= Minimum Detectie Limiet) en %RSD = replicate standard deviation in % (maat voor precisie).
Celkleuring: Groen = zeer nauwkeurige en precieze data via ICP-OES; licht oranje = in principe zijn data niet bruikbaar i.v.m. hoge MDL, maar in sommige gevallen waren data met rapportage onder MDL toch nog bruikbaar; oranjerood = onbetrouwbaar, geëlimineerd uit dataset.

Para-meter	Unit	Anal. method	MDL	%RSD Rainw.	%RSD Groundw.	Comment
EC	µS/cm	Conductometry	1			
pH	lab	Spec. electrode		1	0.5	
Cl	mg/L	IC-conductometry	0.1			
SO4 (IC)	mg/L		0.1			More accurate than S-ICP
HCO3	mg/L	Titration	2			
NO3	mg NO3/L	IC-conductometry	0.05			
NO2	mg NO2/L		0.03			
PO4	mg/L		0.05			
F	mg/L		0.02			
Na	mg/L	ICP-OES	0.01	0.7	0.9	
K	mg/L		0.002	0.9	0.9	
Ca	mg/L		0.02	0.9	1.0	
Mg	mg/L		0.008	1.1	1.2	
Fe	mg/L		0.003	3.8	2.0	
Mn	mg/L		0.0003	1.5	1.2	
NH4	mg NH4/L	Colorimetry	0.02			
SiO2	mg SiO2/L	ICP-OES	0.02	4.1	1.4	
Ag	µg/L		0.8	33.4	26.6	
Al	µg/L		1	20.2	16.9	
As	µg/L		2	33.3	28.9	
B	µg/L		1	4.4	2.6	
Ba	µg/L		0.2	1.0	1.2	
Be	µg/L		0.04	617	55.6	
Bi	µg/L		4	31.9	35.3	all data <4
Br	µg/L	IC-conductometry	30			Probably high %RSD
Cd	µg/L	ICP-OES	0.05	21.9	42.3	
Co	µg/L		1	40.2	23.8	
Cr	µg/L		0.6	24.7	25.3	
Cu	µg/L		0.9	20.5	12.2	
Eu	µg/L		0.3	18.6	17.8	
Ga	µg/L		3	35.3	55.9	all data <3
Ho	µg/L		0.3	228	3116	very low precision
In	µg/L		10	43.2	43.1	all data <10
La	µg/L		0.5	31.0	38.6	
Li	µg/L		0.7	1.0	0.8	
Mo	µg/L		1	41.0	33.9	many data <1
Ni	µg/L		0.6	36.2	39.6	
P-total	mg/L		0.003	25.6	18.7	
Pb	µg/L		1	35.0	37.1	
S (mainly SO4)	mg/L		0.03	1.5	1.4	SO4-IC = -1.5+0.986SO4-ICP
Sb	µg/L		6	48.7	46.9	anal. biased (too high)!
Sc	µg/L		0.2	35.0	34.9	
Se	µg/L		6	46.9	36.7	anal. biased (too high)!
Sn	µg/L		0.9	37.1	32.9	
Sr	µg/L		0.5	1.6	0.9	
Th	µg/L		2	30.9	28.7	anal. biased (too high)!
Ti	µg/L		0.2	26.7	29.0	
Tl	µg/L		4	36.7	37.1	all data <4
U	µg/L		3	48.8	20.0	anal. biased (too high)!
V	µg/L		0.8	14.8	22.4	
W	µg/L		3	30.0	34.4	all data <3
Yb	µg/L		0.1	45.1	7.1	
Zn	µg/L		0.4	1.5	3.3	
Zr	µg/L		0.6	34.4	41.4	all data <0.6

2.9 Dataverwerking hydrochemie

De chemische analyseresultaten zijn opgeslagen en verwerkt met HYDROGEOCHEMCAL (HGC 2.2), een programma in Excel spreadsheet, voor opslag, management, controle, correctie en interpretatie van waterkwaliteitsgegevens (Stuyfzand, 2012-2015).
Tabel 2.5 biedt een overzicht van de diverse berekeningen uitgevoerd in HGC. Voor dit onderzoek zijn vooral belangrijk de nummers 3 (datacontrole met speciale aandacht voor de 'bird dropping correction' van regenwatermonsters, de 'filtration bias correction' voor grondwatermonsters), 4 (basenuitwisselingsindex en correctie van concentraties voor een zeezoutbijdrage), 6 (mineraalevenwichten, met o.a. de kalkverzadigingsindex SI_C), 9 (de procentuele bijdrage van geselecteerde hydrogeochemische processen aan TDS [Total Dissolved Solids]), en 13 (de Pearson correlatiematrix en bepaling van naar neerslag gewogen gemiddelden).
Zie Bijlage 2 voor nadere uitleg m.b.t. bovengenoemde correctiemethoden als onderdeel van 3 en 4, en zie Bijlage 3 voor een toelichting op de berekening van TDS gerelateerde zaken in onderdeel 9.

TABEL 2.5. Overzicht van de diverse berekeningen in HGC 2.2. Uit: Stuyfzand (2012). Nummers Ch.3+4 gedeeltelijk in Bijlage 2 en nummer Ch.9 in Bijlage 3 van dit rapport. Rood gedrukt = mist nog.

Ch.	Category	Parameters involved
3	Data control	conversion to standard unit, values <MDL, IB, EC, missing values, bird dropping correction (BDC), filtration bias correction (FBC)
4	Base exchange and nonmarine concentrations	BEX, Na, K, Ca, Mg, Cl, SO4, B, Br, F, I, Li, Mo, Rb, Sr, 18O
5	Chemical watertype	Chlorinity, alkalinity, dominant cation & anion, BEX
6	Mineral equilibria	Saturation index for calcite, dolomite, siderite, rhodochrosite, gypsum, barite, fluorite; TIC, CO2
7	Ratios	Cl/Br, Cl/Na, Ca/Mg, Ca/Sr, HCO3/Ca, HCO3/ΣA, Fe/Mn, COD/TOC, MONC, SUVA, 2H/18O
8	Hydrochemical facies	pH-class, redox index, BEX, pollution index WAPI
9	TDS contributing processes	TDS, %Marine, %Atm pollution, %Bulk Organic Matter, %Mineral dissolution (silicates and carbonates)
10	Various calculated parameters	O2-sat, oxid capacity, trace element groups, Wirdum, SAR, ESR, EPI, water density, viscosity, O-18 corrected for salinity effects
11	Normalization of analytical data	Spider plot, WAPI radar plot, norm exceedance
12	Complexation of 2+ trace metals in fresh water	free conc., inorg and org complexed: Ba, Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn
13	Simple statistics	Descriptive (min, mean, max, stdev,skewness, kurtosis, n), Pearson Correlation Matrix, Correlation score plot
14	Report	Select samples and parameters for Table

BEX = Base Exchange index; EC = Electrical conductivity; IB = Ionic Balance; MDL = Minimum Detection Limit; MOC = Modified Oxidation/reduction Capacity; NA = Not Available; SAR = Sodium Adsorption Ratio; SI = Saturation Index; TDS = Total Dissolved Solids; TIC = Total Inorganic Carbon; TIN = Total Inorganic Nitrogen ions; TotH = Total Hardness; WAPI = WAter Pollution Index;

3 Modellering van zeezoutdepositie

Het in dit hoofdstuk gepresenteerde zeezoutdepositiemodel 'SEASAM' (SEA Spray Atmospheric deposition Model) is ontwikkeld door Stuyfzand (2010, 2014). Het is cruciaal, omdat dit essentieel blijkt bij het vaststellen van meer of minder zeezoutdepositie door de ingrepen, tegen de achtergrond van sterk wisselende meteorologische condities.
Dit relatief simpele analytische model is in staat de gemiddelde Cl concentratie van regenwater, bodemvocht en zeer ondiep grondwater onder verschillende vegetatietypen in een zandig infiltratiegebied zoals kustduinen of de Veluwe te voorspellen. Dit als functie van de afstand tot de zee (via alle windrichtingen), de gemiddelde Cl-concentratie van kustnabij zeewater, en het gemiddelde van de daggemiddelden van windsnelheid en windrichting voor de periode van interesse.

3.1 Inleiding

Er zijn tenminste 4 redenen waarom het belangrijk is om de Cl concentratie van regenwater, bodemvocht en ondiep grondwater te kunnen voorspellen:

(i) de chloride input, die hoofdzakelijk (>95%) geleverd wordt door verstoven zeezout, bepaalt ook voor een zeer groot deel de concentraties van Na, K, Mg, SO_4, Br, B, I, Li, Mo en Rb (Stuyfzand, 1993);
(ii) klimaatverandering, zeespiegelstijging en kusterosie of -uitbouw (door b.v. zandsuppleties) beïnvloeden de hoeveelheid zeezoutdepositie en de samenstelling van de vegetatie, en daardoor ook de grondwaterkwaliteit;
(iii) Cl pieken en dalen in verticale profielen van door regenwater gevoed bodemvocht en grondwater kunnen gebruikt worden om dit water te dateren en om de actuele evapotranspiratie via de chloride massa balans te berekenen (Stuyfzand 1993, 2014); en
(iv) de constatering van het zouter worden van grondwater in een put kan samenhangen met variaties in zeezoutdepositie en/of evapotranspiratie, zodat paniek in verband met een vermeende zoutwaterintrusie pas gerechtvaardigd is na uitsluiting van een atmosferische oorsprong van de zoutverhoging. Zo kan het bovenste grondwater onder dennenbos nabij zee in Nederland Cl concentraties vertonen tot 1,100 mg/L (Stuyfzand 1993, Stuyfzand & Rambags 2011).

3.2 Methode

De Cl-concentratie van bulk neerslag (Cl_P) en het door regenwater gevoede grondwater of bodemvocht beneden de wortelzone (Cl_G) in natuurgebieden is als volgt te koppelen aan o.a. de windrichting afhankelijke afstand tot de hoogwaterlijn HWL (X_{WIND}; m) en de windsnelheid (v_W), aannemende dat alle Cl afkomstig is van zeezout (gewijzigd naar Stuyfzand 2010, 2014):

$$Cl_P = (Cl_M / 16{,}800)\, f_W \sqrt{(P_{AV}/P)}\, \Sigma\, (v_W^{3.4}\, 550\, [X_{WIND}]^{-0.45}) / t_{PERIOD} + 0.1 \qquad (3.1)$$

$$Cl_G = f_E^{1.5}\, Cl_P\, f_{LOC} \qquad (3.2)$$

$$\text{if } E/P < 0.95 \qquad f_E = P / (P - E) \qquad (3.3)$$
$$\text{if } E/P \geq 0.95 \qquad f_E = 20$$

waarin:

P, P_{AV} = bruto neerslag voor resp. onderhavige periode en het gemiddelde voor de gekozen periode [mm/d]; E = evapotranspiratie [mm/d]; Cl_P , Cl_M = chloride in resp. bulk regenwater en zeewater langs kust [mg/L]; f_E = evapoconcentratiefactor (indampfactor) volgens Eq.3.3; Σ = sommatie van daggemiddelden tijdens onderhavige t_{PERIOD}; t_{PERIOD} = onderhavige periode waarover gesommeerd wordt [d]; v_W = vector daggemiddelde windsnelheid gemeten op 10 m hoogte [m/s]; X_{WIND} = daggemiddelde afstand van de Cl meetlokatie tot de hoog waterlijn op het strand (HWL) zoals gemeten langs de gemiddelde windrichting van elke dag [m];
f_W = empirische correctiefactor ter verkrijging van de beste overlap van het berekende of gereconstrueerde Cl_P signaal (gebaseerd op windgegevens) met de gemeten Cl_P tijdreeks ter plaatse. De waarde hiervan bedraagt 1.915 10^{-3} voor KNMI's meteostation De Kooy (Noord Holland), 4.286 10^{-4} voor bulkvanger Kattendel (KB1), en 3.863 10^{-4} voor bulkvanger Wieringen (WB2), waarbij KB1 en WB2 gekoppeld aan windstation IJmuiden.
f_{LOC} = een locatie-afhankelijke correctiefactor, voor buitensporig veel of weinig zeezoutdepositie, zoals resp. langs de ZW-rand van een aan veel wind blootgesteld bos, of diep in een groot bos dat op een windluwe plek staat. Deze factor kan a priori worden ingeschat, of wordt naderhand vastgesteld aan de hand van metingen van Cl_G. De defaultwaarde is 1.

Eqs. 3.1-3.3 gelden in principe voor perioden die uiteenlopen van 1 dag t/m jaren. De betrouwbaarheid is uiteraard groter voor b.v. jaar- dan daggemiddelden. Als referentiewaarde voor kustnabij zeewater is 16800 mg/L genomen, zoals geldend voor de kust nabij Zandvoort (meetpunt Z in Fig.1.1). Afwijkingen hiervan werken proportioneel door op de Cl-depositie. Bovenstaande benadering vergt dagwaarden voor X_{WIND}, welke automatisch via GIS te genereren zijn of als volgt in geval van een rechte kustlijn (Fig.3.1):

Bij aflandige wind, dus als $(90 - \arctan(a_C)) < W_D < (180 + \arctan(a_C))$:

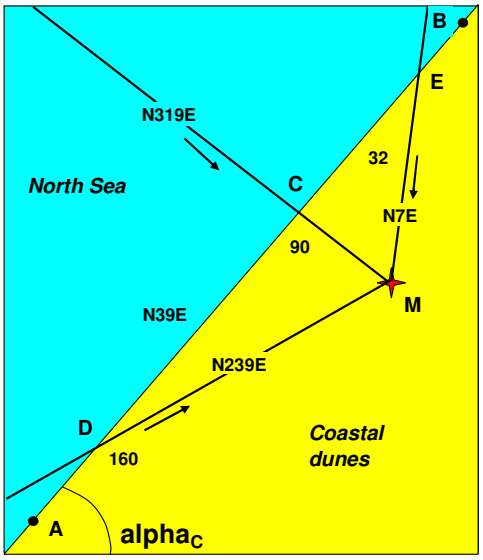
$$X_{WIND} = 2\ 10^5\ [m] \tag{3.4}$$

En bij aanlandige (zee)wind:

$$X_{WIND} = \text{sqrt}\ [\{a_C\ (b_C - b_M)/(a_M - a_C) + b_C - Y_M\}^2 + \{(b_C - b_M)/(a_M - a_C) - X_M\}^2] \tag{3.5}$$

$$a_M = 90 - \tan(W_D); \qquad b_M = Y_M - a_M\ X_M; \qquad a_C = \tan(alpha_C)$$

Waarin: W_D = windrichting [b.v. west = 270]. Het betreft het dagelijkse vectorgemiddelde gewogen naar de windsnelheid; a_C = helling van rechte lijn tussen A end B in Fig.3.1 [-].



De berekening van de gemiddelde waarde van W_D is niet simpel voor perioden >1 dag, maar valt eenvoudig in b.v. Excel in te programmeren met het in Bijlage 1 uitgeschreven recept.
Waarden van het dagelijkse vectorgemiddelde worden door KNMI gerapporteerd.

FIG. 3.1. Ruimtelijke relaties tussen de locatie van meetpunt M, een rechte kustlijn (tussen A en B) en 3 windrichtingen met de strijklengte over land vanaf de HWL tot het meetpunt M, resp. EM (N7°E), CM (N319°E) en DM (N239°E). Naar Stuyfzand (2010).

De factor 3.4 correspondeert met waarnemingen door Monahan & O'Muircheartaigh (1980).
De theorie achter Eqs.3.1-3.5 is dat de windsnelheid de hoeveelheid zeezout (sea spray) in de atmosfeer dicteert (Monahan & O'Muircheartaigh, 1980), terwijl de windrichting de hoeveelheid zeezout in de atmosfeer bepaalt die door sedimentatie, impactie etc. verwijderd wordt, tussen de HWL en het meetpunt M (X_M,Y_M).
Zoals bekend uit de literatuur (Leeflang 1938; Schoeller 1962; Eriksson & Khunakasem 1969; Stuyfzand 1991, 1993; Custodio 2010; Ten Harkel 1998), leidt een afnemende afstand tot de kust tot een exponentiële toename van zeezoutdepositie. Die afstand is het kortste wanneer de wind loodrecht op de lokale kustlijn waait, en neemt toe wanneer de windhoek met deze loodrechte lijn toeneemt (Fig.3.1; Romberg 1975, Veelenturf 1982).
De hoeveelheid neerslag werkt verdunnend op de Cl-concentratie, vandaar de term $\sqrt{(P_{AV}/P)}$. Deze term zat niet in eerdere versies van het Cl-depositiemodel (Stuyfzand 2010, 2014), maar verbetert de voorspelling significant indien de perioden voldoende lang gekozen zijn om te voorkomen dat P=0. Voor kortere perioden met P=0 waarden (b.v. op dagbasis) kan de term $\sqrt{(P_{AV}/P)}$ beter op 1 gezet worden.
Effecten van evapoconcentratie en interceptiedepositie (= extra atmosferische, voornamelijk droge depositie door de begroeiing in vergelijking met een bulk regenvanger) worden gecombineerd meegenomen in de term $f_E^{1.5}$ van Eq.3.2. Voor E kunnen de jaartotalen geschat worden uit het jaartotaal van de neerslag en het type begroeiing, via de in Tabel 3.1 gegeven relaties. Voor kortere perioden dan een jaar zijn de via KNMI beschikbare dagwaarden van de Makkink verdamping voor meteostation De Kooy bruikbaar, na correctie voor de gewasfactor (f_G; Tabel 3.1).
Als X_{WIND} in km i.p.v. m, dan wijzigt 550 $X_{WIND}^{-0.45}$ in 24.568 $X_{WIND}^{-0.45}$.

TABEL 3.1. Relaties tussen bruto neerslag (P), evapotranspiratie (E), grondwateraanvulling (R), evapoconcentratie factor (f_E) en de Makkink gewasfactor f_G, als functie van 10 kenmerkende (duin)vegetatietypen. De waarden voor E/P en f_E gelden voor P = 0.97 m/jaar, die van f_G voor P = 0.97 m/jaar en E-Makkink = 0.63 m/j. Gewijzigd naar Stuyfzand (2015).

VEGETATION		Vege-tation Code	PREC P m/a	Groundwater recharge R = (p ln(P)-c)/1000 p	c	E/P	R m/a	Conc by Evap fE = P/R	E mm/a	f-G E-Mak = 631 mm/a
Bare		1	0.97	750	4330	0.146	0.83	1.17	142	0.225
Bare + few mosses/grasses	Lys 1	2	0.97	742	4338	0.215	0.76	1.27	208	0.330
Mosses		3	0.97	730	4360	0.319	0.66	1.47	310	0.490
Poor dry dune veg, mix of mosses+grasses+bare		4	0.97	720	4370	0.400	0.58	1.67	388	0.615
Dry shrubs (open), <50% moss/grass		5	0.97	710	4383	0.485	0.50	1.94	470	0.745
Rich dry dune veg, Heather, Dry decid	Lys 2	6	0.97	702	4398	0.554	0.43	2.24	538	0.852
Dense shrubs, Wet tall grasses, Oaks	Lys 3	7	0.97	642	3977	0.551	0.44	2.23	535	0.847
Wet dune slack, Deciduous forest (wet)		8	0.97	600	3750	0.612	0.38	2.58	594	0.940
Pines, dense dry		9	0.97	550	3500	0.709	0.28	3.43	687	1.089
Pines, dense medium wet	Lys 4	9.5	0.97	504	3251	0.776	0.22	4.46	753	1.192
Pines, wet and dense		10	0.97	475	3100	0.828	0.17	5.82	803	1.272

Alternatieven voor gebruik van Eq.3.1 zijn: (i) meting van de landinwaartse Cl gradiënt in bulkneerslag, of (ii) navolgende benadering:

$$Cl_P = (Cl_M /16{,}800)\ A\ [f_A\ X_{HWL}]^{-B} + 0.1 \qquad (3.6)$$

Waarin: X_{HWL} = kortste afstand tot de Hoogwaterlijn van de zee [m]; f_A = correctiefactor voor de langere afstand tot de HWL wanneer deze gemeten wordt langs de azimut van 260° (X_{N260E}), waarlangs gemiddeld over het jaar de hardste wind (met snelheid >5 Beaufort) komt en waarmee de grootste vracht aan zeezouten wordt aangevoerd (Stuyfzand, 1986b);
A,B = constanten, met waarde afhankelijk van de stormfrequentie en intensiteit gedurende de beschouwde periode.

De kortste afstand tot de HWL (C-M in Fig.3.1) kan berekend worden als de kustlijn ter plaatse rechtlijnig is (Eq.4.14) en de coördinaten van locatie M (X_M,Y_M) bekend zijn:

$$Y_C = a_C X_C + b_C \quad (3.7)$$

$$X_{HWL} = - (Y_M - a_C X_M - b_C) / \sqrt{[1 + a_C^2]} \quad (3.8)$$

met: a_C = tan(alpha$_C$) = richtingscoëfficiënt van rechte kustlijn bij punten A en B in Fig.3.1 [-].

De vergelijking van de kustlijn (Eq.3.7) kan bepaald worden als de coördinaten van 2 punten op die lijn (b.v. A en B in Fig.3.1, met resp. X_A,Y_A en X_B,Y_B) bekend zijn:

$$a_C = (Y_B - Y_A) / (X_B - X_A) \quad (3.9)$$

$$b_C = Y_A - a_C X_A \quad (3.10)$$

Of anders, als de coördinaten bekend zijn van het punt C op de HWL en van het punt M landinwaarts (Fig.3.1), dan wordt de afstand:

$$X_{HWL} = \sqrt{\{(X_M - X_C)^2 + (Y_M - Y_C)^2\}} \quad (3.11)$$

In West Nederland bij Haarlem b.v., gelden de volgende waarden: f_A = 1.20 (met azimut = N260°E); A = 550, B = 0.450 tijdens windrijke jaren zoals 1981, en A = 101.9, B = 0.344 tijdens kalme jaren zoals 1938-1939 en 2010-2011 (Stuyfzand 2014).
Voor f_A-waarden op andere kustlocaties zie Tabel 4.4 in Stuyfzand (2010). Problematischer is het vaststellen van de jaarlijkse relatieve winderigheid, om parameters A en B te kunnen schatten. Tussen A en B bestaat een positief verband (als A hoog, dan is ook B hoog); zie § 5.2. De bepaling van A en B kan het eenvoudigst geschieden door de gewogen gemiddelde Cl-concentratie te bepalen op 2 verschillende afstanden tot de HWL en dan een power fit uit te voeren b.v. via Excel.

3.3 Zeewater chloriniteit en saliniteit

De chloriniteit (Cl-concentratie in mg/L) en saliniteit (zoutgehalte in mg/L = total dissolved solids = TDS) zijn voor brak oppervlaktewater t/m zout oceaanwater aan elkaar gerelateerd volgens:

$$TDS = 1.805\ Cl + 30 \quad (3.12)$$

Een apart aandachtspunt vormt de variabiliteit van de Cl-concentratie van kustnabij zeewater (Cl_M in Eq.3.1). Deze kan dichtbij en dan vooral stroomafwaarts van de Rijnmonding en de uitwaterende sluizen van het Noordzeekanaal en IJsselmeer vrij groot zijn, zodat het SEASAM model rekening moet houden met tijdsafhankelijke en ruimtelijke variaties in de term Cl_M. Interessant daarbij is de vraag of er systematische Cl_M variaties zijn die te koppelen zijn aan b.v. de Rijnafvoer en de windrichting en windkracht.
Het gemiddelde beeld van de kustnabije Cl-concentratie langs Hollands kust is weergegeven in Fig.3.2. Hieruit volgt een duidelijke invloed van de Rijn- en Maasmonding via de Nieuwe Waterweg en het Haringvliet, terwijl de invloed van de IJmond en het IJsselmeer langs Hollands kust nauwelijks te traceren zijn aldaar. Het kustnabije zeewater bestaat dus voornamelijk uit een mengsel van oceaanwater (Cl = 19805 mg/L) en Rijn- + Maaswater (Cl = 80-150 mg/L). Het aandeel rivierwater langs grote delen van Hollands kust bedraagt bij benadering gemiddeld 20% (0.2x115 + 0.8x19805 = 15867 mg Cl/L). Het aandeel rivierwater neemt gemiddeld af in noordelijke richting en met toenemende afstand tot de kust (Tabel 3.2 en Fig.3.3). Dat geldt ook voor de variabiliteit (verschil tussen minimum en maximum). Het jaargemiddelde rivierwateraandeel is duidelijk gecorreleerd met het jaargemiddelde van de de Rijn/Maas-afvoer (Fig.3.4-3.5), conform verwachting.

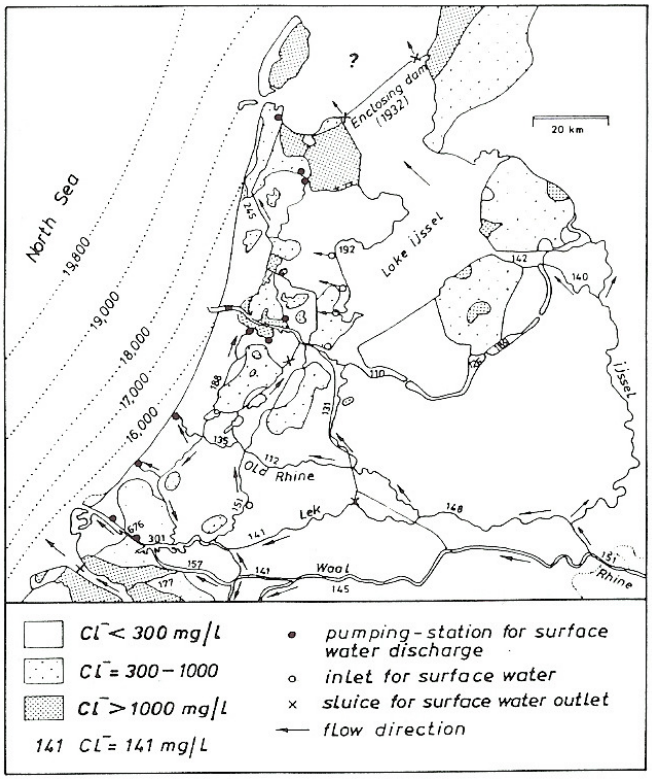


FIG. 3.2 Gemiddelde chloride concentratie voor kustnabij Noordzeewater en de belangrijkste zoete oppervlaktewateren in West en Midden Nederland. De chloriniteit van het Noordzeewater betreft het gemiddelde voor de periode 1977-1978 (berekend uit data in RWS, 1979). Voor meer details zie Stuyfzand 1993.

TABEL 3.2. Minimum, maximum en gemiddelde Cl concentratie voor kustnabij Noordzeewater bij Noordwijk in de periode 1977-1982, als functie van de afstand tot de kust, en op 2 meetpunten dichterbij de Rijnmonding (Hoek van Holland en Ter Heide) en verder noordwaarts (Zandvoort). Gebaseerd op data uit Waterbase van RWS. Plot in Fig.3.3.

1977-1982	HvHolland	Ter Heide		Noordwijk									Zandv
	0	0	10	0	1	2	4	10	20	30	50	70	0
min	8400	9400	11600	10200	10600	10600	11600	12700	13400	15700	17300	19100	12500
mean	15107	15162	16665	15346	15825	15838	16012	16920	17879	18739	19565	19774	15719
max	18300	17700	19000	17600	18300	17700	17700	18400	19600	20000	20100	20200	17600
n	141	141	133	141	126	134	133	135	134	134	134	134	141

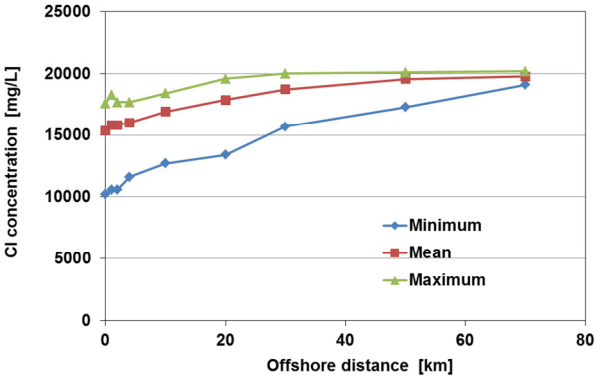


FIG. 3.3 Minimum, maximum en gemiddelde Cl concentratie voor kustnabij Noordzeewater bij Noordwijk in de periode 1977-1982, als functie van de afstand tot de kust. Gebaseerd op data uit Waterbase van RWS. Data in Tabel 3.2.

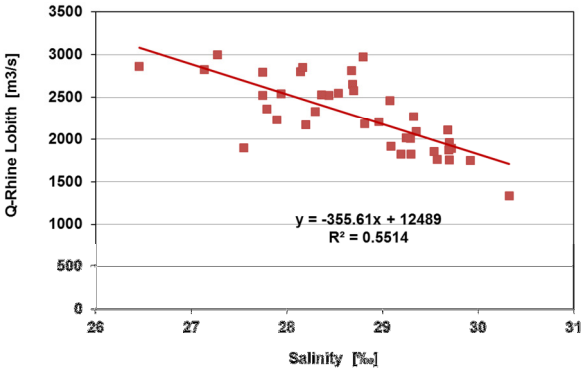


FIG. 3.4 Relatie tussen de jaargemiddelde saliniteit van Noordzeewater 2 km uit de kust van Noordwijk, en de gemiddelde afvoer van de Rijn bij Lobith in de periode 1975-2014. Gebaseerd op data uit Waterbase van RWS.

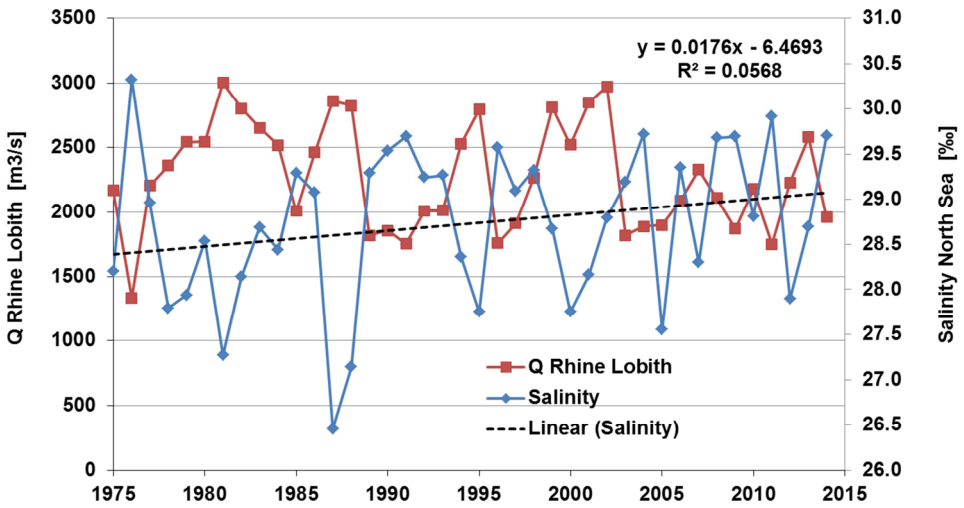


FIG. 3.5 Verloop in jaargemiddelde saliniteit van Noordzeewater 2 km uit de kust van Noordwijk, en de gemiddelde afvoer van de Rijn bij Lobith in de periode 1975-2014. Gebaseerd op data uit Waterbase van RWS en RIWA-database.

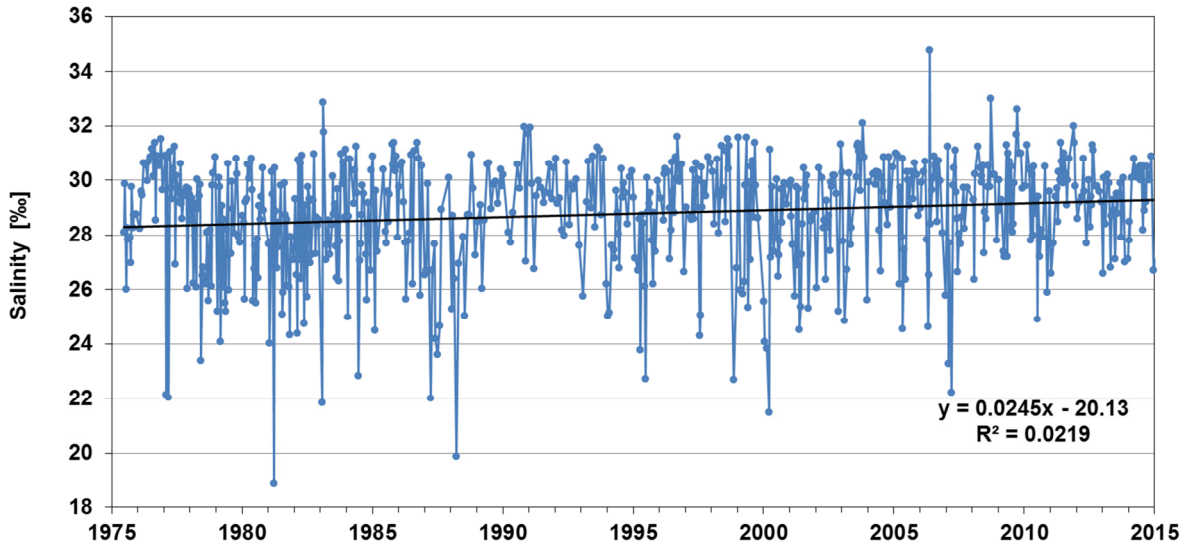


FIG. 3.6 Verloop in 14 daagse metingen van de saliniteit van Noordzeewater 2 km uit de kust van Noordwijk in de periode 1975-2014. Gebaseerd op data uit Waterbase van RWS

Op dagbasis variëren Cl en saliniteit uiteraard sterker dan op jaarbasis (Fig.3.6). Op het RWS-meetpunt Noordwijk 2 km uit de kust in de periode 1975-2015 varieerde de saliniteit van 18.87 tot 34.77 ‰ (Cl dus van 10439-19247 mg/L). Uit Fig.3.6 valt verder een geringe toename in de periode 1975-2015 waar te nemen. Deze hangt mogelijk samen met een afname in de Rijn- + Maaswaterbijmenging langs de kust de afgelopen 54 jaar, welke kan samenhangen met een geringe daling van de Rijn+Maas afvoer, en met waterstaatkundige veranderingen zoals de verdeling van de waterstromen over Lek+Waal versus IJssel, en met verlenging van de pier/strekdam bij Hoek van Holland incl. uitdieping van de vaargeul (Stuyfzand et al. 2011).

Een simpele modellering

Getracht is de dagelijkse saliniteit (Sal_t [‰]; en daardoor indirect ook de Cl-concentratie via Eq.3.12) voor meetpunt Noordwijk op 2 km van de kust op simpele wijze te voorspellen, en wel als volgt:

$$Sal_t = Sal_{AV} + 2.2\ \mathrm{Sin}(W_{D,t} - 325)\ (v_{W,t}/v_{W,AV})^{0.33}\ (Q_{L,t}/Q_{L,AV}) \qquad (3.13)$$

Waarin: Sal_{AV} = gemiddelde saliniteit voor periode 1989-2015 [‰]; $W_{D,t}$ = gemiddelde windrichting voor periode t – {t-4} dagen [N°E]; $v_{W,t}$, $v_{W,AV}$ = gemiddelde windsnelheid op meetpunt IJmuiden, voor resp. periode t – {t-4} dagen, en periode 1989-2015 [m/s]; $Q_{L,t}$, $Q_{L,AV}$ = gemiddelde afvoer van Rijn bij Lobith voor resp. periode t – {t-4} dagen, en periode 1989-2015 [m^3/s]).

Hierin zijn de volgende gemiddelde waarden van toepassing: Sal_{AV} = 29.07 [‰], $v_{W,AV}$ = 6.6 m/s; $Q_{L,AV}$ = 2203 m^3/s. De factoren 2.2, 325, 0.33 en periode van t – {t-4} dagen voor bepaling van het gemiddelde zijn elk uitvoerig getest ter verkrijging van de hoogste R^2.
Het resultaat in Fig.3.7 toont dat er een redelijke maar geen excellente relatie gevonden is. Verbeteringen in het analytische model lijken goed mogelijk, maar vallen buiten de scoop van dit onderzoek.
Met de aanname dat de metingen bij Noordwijk 2 km uit de kust representatief zijn voor de Noordzee ter plaatse van de kerven, komen we uit op de volgende Cl-waarden voor het kustnabije Noordzeewater aldaar: in de periode vóór de kerven (sept.2010 – sept.2012) Cl = 16387, en erna (maart 2013-jan 2015) 16053 mg/L. De daling bedraagt slechts 2%, hetgeen een verwaarloosbaar verschil inhoudt.

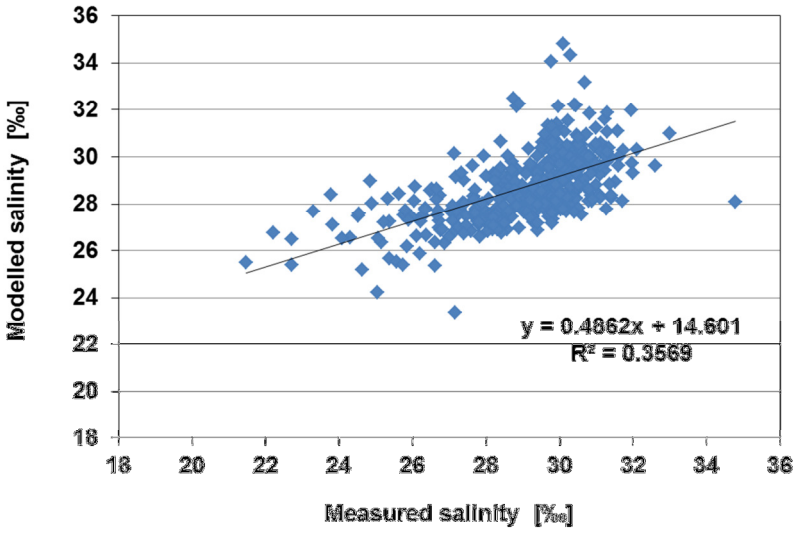


FIG. 3.7 Plot van model-resultaten volgens Eq.3.13, versus meetresultaten voor de saliniteit op meetpunt Noordwijk 2 km uit de kust, in de periode 1989-2015.

3.4 Resultaten en discussie

Regenwater

Toepassing van Eq.3.1 op KNMI's meteostation De Kooy (Noord Holland) en op regenstation Leiduin van Waternet levert de in Fig.3.8 weergegeven reconstructie op van het verloop van de Cl concentratie in bulk neerslag, samen met meetwaarden. De gebruikte windwaarnemingen stammen van KNMI-stations Den Helder en De Kooij. Voor achtergronden hierbij wordt verwezen naar Stuyfzand (2010).
Uit Fig.3.8 wordt geconcludeerd dat er een redelijke overlap bestaat tussen de berekende en gemeten Cl concentraties in bulk neerslag op beide kustlocaties. Dat geldt ook voor de in

Fig.3.9 gepresenteerde fluctuaties in maandgemiddelde Cl-concentratie van bulk neerslag op KNMI-station De Kooy, waar bulk neerslag gemeten werd in de periode 1978-1987.
Kortom, het model werkt heel bevredigend voor zowel maand- als jaargemiddelden.

Ondiep grondwater

Toepassing van Eqs.3.2 en 3.6 leverde de berekende gemiddelde Cl concentratie van bulk neerslag en ondiep duingrondwater onder 4 vegetatietypen op, als functie van de afstand van de meetlokaties tot de Noordzee hoog water lijn (HWL) langs N260°E. Het model toont een zeer goede fit met jaargemiddelde meetgegevens voor 28 monitoring plots die begin jaren 80 in West Nederland zijn onderzocht, met vegetatietypen variërend van zeer schraal (bijna kaal) tot volgroeide dennenbossen, waarbij de afstanden tot de HWL 0.2 – 100 km bedroegen (Fig.3.10). De volgende waarden werden hierbij gehanteerd: A = 550 en B = 0.450 in Eq.3.6, f_{LOC} = 1 in Eq.3.2, en f_E = 1.32 voor schraal/mossen, 1.8 voor grassen, 2.65 voor duinstruweel en 3 voor bos.

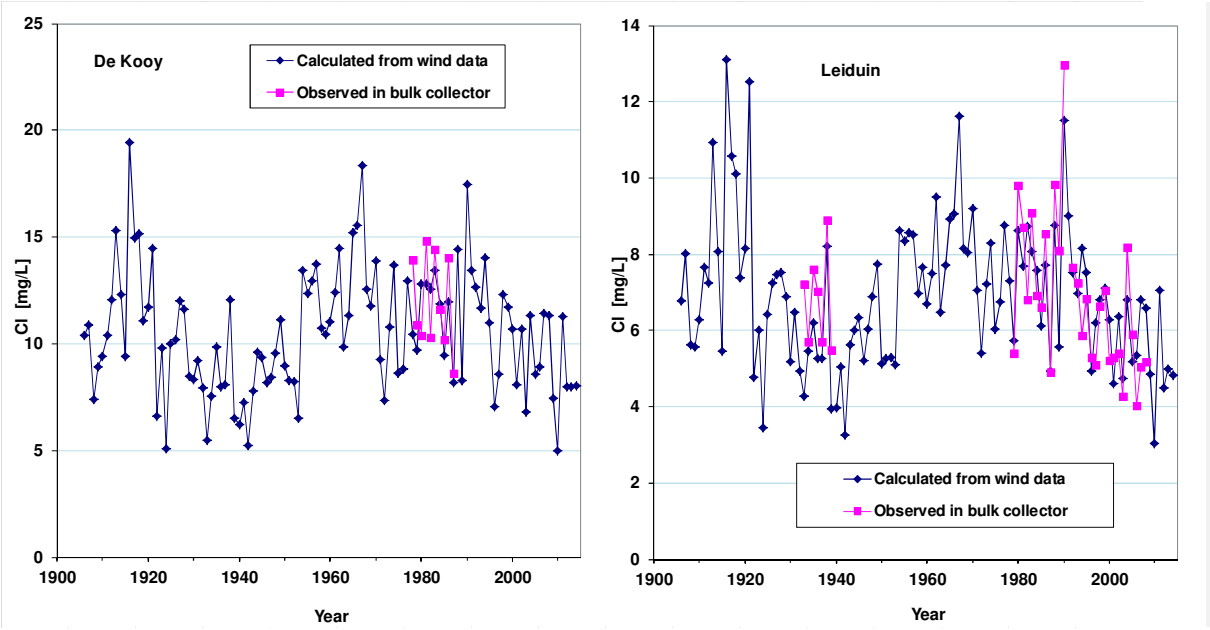


FIG. 3.8. Reconstructie van het verloop van de Cl concentratie in bulk neerslag op KNMI-meetstation De Kooy (235) en Waternet station Leiduin op basis van windwaarnemingen van KNMI-stations Den Helder en De Kooij, samen met meetwaarden. Gewijzigd naar Stuyfzand (2010).

Discussie

Grote voordelen van het gebruik van windgegevens zijn, dat (i) zij gemeten zijn met een hogere frequentie en gedurende langere tijd dan Cl metingen in bulk of wet-only neerslag, en (ii) klimaatmodellen wel informatie genereren over veranderingen in windklimaat, maar niet in zeezoutdepositie.
De bepaling van lokatiespecifieke correctiefactoren, zoals f_W en f_{LOC} voor afwijkingen van de normale landinwaartse Cl depositiegradiënt, blijft helaas noodzakelijk. Dit vergt monitoring op locatie gedurende een bepaalde periode voor f_W, of eenmalige monitoring van de bovenste meters van het ondiepe grondwater voor f_{LOC}. Zo leidt een extreem hoge zeewindexpositie aan de windwaartse bosrand tot $f_{LOC} > 1$, terwijl beschutting tegen zoute zeewind in het binnenste van een bos leidt tot $f_{LOC} < 1$ (Stuyfzand 1993).

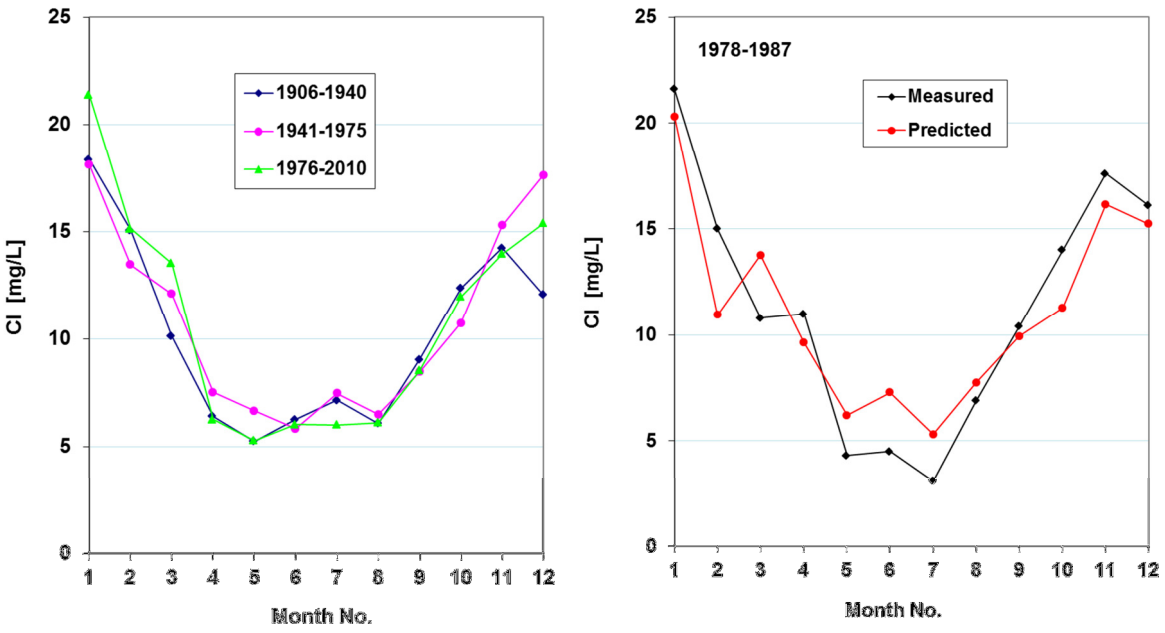


FIG. 3.9. Berekende en gemeten Cl concentraties van bulk neerslag op KNMI-station De Kooy (235). Gewijzigd naar Stuyfzand & Rambags (2011). Links: maandgemiddelden voor 3 perioden in tijdvak 1906-2010 waarbij correctie van windmetingen voor verplaatsing windstations (Den Helder en De Kooy). Rechts: Voorspelde en gemeten maandgemiddelden van de Cl-concentratie in bulk neerslag op KNMI-station De Kooy (235) in de periode 1978-1987.

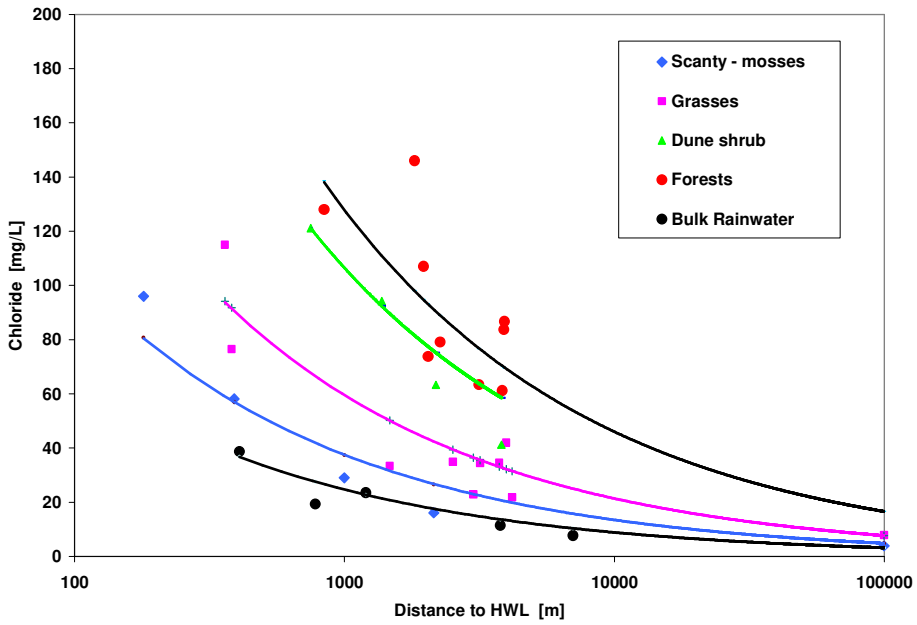


FIG. 3.10. Gemeten en met Eqs.3.2 en 3.6 berekende gemiddelde Cl concentratie van bulk neerslag en ondiep duingrondwater onder 4 vegetatietypen, als functie van de afstand van de meetlokaties tot de Noordzee hoog water lijn (HWL) langs N260°E. Naar Stuyfzand (2010).
Data punten = meetwaarden in de vroege jaren 1980 in kustduinen van West Nederland en Nationaal Park Veluwe (~100 km landinwaarts); Curves = berekende relaties.

Cl-variaties in kustnabij zeewater zijn niet verwaarloosbaar, zodat zij terecht in Eqs.3.1 en 3.6 meedoen. Op jaarbasis bevinden de waargenomen variaties voor het studiegebied (met Noordwijk 2km uit kust representatief geacht) zich tussen X_{GEM}-8% en X_{GEM}+5%, terwijl op dagbasis de variaties ruim 3x groter zijn (X_{GEM}-25% en X_{GEM}+19%). Het Cl-model voor kustnabij zeewater (Eq.3.13) is derhalve nuttig, maar verdient verbetering.
Het gevalideerde analytische model kan worden gebruikt om de effecten te voorspellen van b.v. kusterosie door zeespiegelstijging, kustaangroei door zandsuppleties, klimaat- of vegetatieveranderingen (Stuyfzand et al. 2010). Daarnaast kan het ook de chloride massabalansmehode ondersteunen in het schatten van evapo(trans)piratieverliezen (Chs 7-8).

4 Resultaten windmetingen en zandtransportmetingen

4.1 Het windklimaat rond IJmuiden

De nabije windmast op de zuidpier van IJmuiden (Fig.1.1-1.2; X=98.45, Y=497.45, MV = 4.4m+NAP) vervult zoals gezegd een cruciale rol in dit onderzoek. Vandaar dat hier kort wordt stilgestaan bij het windklimaat op dit KNMI windstation (data sinds 1971) en het hiermee sterk correlerende KNMI klimaatstation De Kooy (op 53 km NNO, data sinds 1906). De goede correlatie tussen beide stations blijkt uit de gemiddelde seizoensfluctuaties van de windrichting en windkracht (Fig.4.1) en het verloop van het jaargemiddelde van beide windparameters (Fig.4.2). De grotere afstand tot de kust van De Kooy (4.7 versus 0.01 km) en lagere masthoogte (10.5 versus 18.5 m) verklaren zijn lagere gemiddelde windsnelheid. Voor De Kooy zijn de KNMI-klimaatgegevens in Tabel 4.1 overgenomen, waarbij aanvullende statistieken m.b.t. de wind en andere klimaatgegevens zoals temperatuur, neerslag en referentiegewasverdamping volgens Makkink.
De gemiddelde seizoensfluctuaties (Fig.4.1 en Tabel 4.1) etaleren 2 extremen: de hoogste windsnelheden (7-7.8 m/s) en meest zuidwestelijke windrichting (191-224 N°E) tijdens de periode oktober t/m februari, en de laagste windsnelheden (5.9-6.1 m/s) en meest noordwestelijke windrichting (278-316 N°E) tijdens de periode april t/m juli.
Het verloop van jaargemiddelden in de periode 1971-2014 (Fig.4.2) onthult, dat de windrichting op jaarbasis doorgaans niet >20° afwijkt van het langjarige gemiddelde (247 N°E voor IJmuiden), behalve tijdens de extreme jaren 1996 (137 N°E) en 2010 (282 N°E). De Kooy vertoont een analoog verloop, maar daarin lijkt een zeer zwak dalende (krimpende) trend te zitten. In het verloop van de jaargemiddelde windsnelheid vallen meerdere extremen te zien, maar vooral een duidelijke trend van afnemende windsnelheid.

TABEL 4.1. Overzicht van de klimaatgegevens van KNMI weerstation De Kooy, voor het tijdvak 1981-2010

235	Temperatuur(°C)			Relatieve vochtigheid %		Neerslag			Verdamping	Globale Straling	Zonneschijn		Lucht druk	Wind								
														Pot. wind	Gem. wind	Windvector		Aantal dagen met windkracht				
	gemiddeld	gemiddeld minimum	gemiddeld maximum	gemiddeld	12.00 UT	duur in uren	in % van de tijd	som in mm	som in mm	som in J/cm2	in uren	in % langst mogelijke duur	in hPa	snelheid in m/s	snelheid in m/s	snelheid in m/s	richting in graden	≥ 4 Bft	≥ 5 Bft	≥ 6 Bft	≥ 7 Bft	≥ 8 Bft
jan	3.5	1.2	5.5	88	86	69.5	9	66.7	8.4	7134	64.1	25	1015.5	7.2	7.1	3.1	225	27	20	13	6	2
feb	3.3	0.8	5.5	86	83	52.4	8	45.1	16.0	13596	91.2	33	1015.9	6.8	6.6	1.9	228	23	17	10	4	1
mrt	5.6	2.8	8.3	85	80	56.9	8	52.8	35.3	27389	134.8	37	1014.4	6.5	6.3	2.1	237	26	19	9	3	0
apr	8.4	5.0	11.7	81	73	38.3	5	34.2	62.8	44630	194.2	46	1014.3	5.7	5.5	0.4	291	25	14	5	1	0
mei	12.0	8.7	15.4	80	73	39.6	5	45.5	91.5	58898	235.2	48	1015.5	5.6	5.4	0.5	315	26	14	4	0	0
jun	14.7	11.3	18.0	80	73	36.5	5	54.6	98.4	59638	219.0	43	1016.0	5.3	5.1	1.7	279	24	12	3	0	.
jul	17.1	13.8	20.3	80	74	34.0	5	60.3	103.0	59440	228.2	45	1015.7	5.3	5.1	1.9	265	25	13	3	0	.
aug	17.4	14.0	20.6	80	73	36.0	5	77.3	85.7	49222	208.2	46	1015.1	5.2	5.0	1.8	262	24	12	4	1	.
sep	15.0	11.7	17.9	82	75	51.5	7	84.0	52.3	31569	148.1	39	1015.4	5.5	5.3	1.5	248	23	13	5	1	0
okt	11.4	8.5	14.0	84	78	62.8	8	96.3	27.9	18383	114.2	35	1013.8	6.2	6.0	2.2	217	25	17	8	3	0
nov	7.5	4.9	9.7	86	83	71.3	10	83.8	11.1	8180	63.1	24	1013.2	6.3	6.1	2.3	221	25	18	9	3	0
dec	4.4	2.0	6.4	88	86	68.5	9	70.2	6.4	5181	51.1	21	1014.5	6.5	6.3	2.3	220	26	19	11	4	1
winter	3.8	1.4	5.9	87	85	191.9	9	184.1	30.8	25909	206.3	27	1015.3	6.9	6.7	2.5	225	76	57	34	15	3
lente	8.7	5.5	11.8	82	75	134.9	6	132.6	189.7	130916	564.2	44	1014.7	5.9	5.8	0.9	256	77	47	19	4	0
zomer	16.4	13.0	19.6	80	73	106.5	5	192.2	287.1	168299	655.4	45	1015.6	5.3	5.0	1.8	268	72	38	10	1	.
herfst	11.3	8.3	13.9	84	79	185.6	8	264.1	91.3	58133	325.4	34	1014.1	6.0	5.8	1.9	226	74	48	22	7	1
jaar	10.0	7.1	12.8	83	78	617.3	7	770.9	598.8	383260	1751.4	39	1014.9	6.0	5.8	1.7	240	300	189	84	27	5

Voor de meetperiode van dit onderzoek (2010-2014) kunnen we uit Fig.4.2 afleiden dat 2010 een gemiddeld meer noordwestelijke windrichting en lagere windsnelheid vertoonde, en dat de hele periode ten opzichte van voorgaande jaren een relatief lage windsnelheid kende.

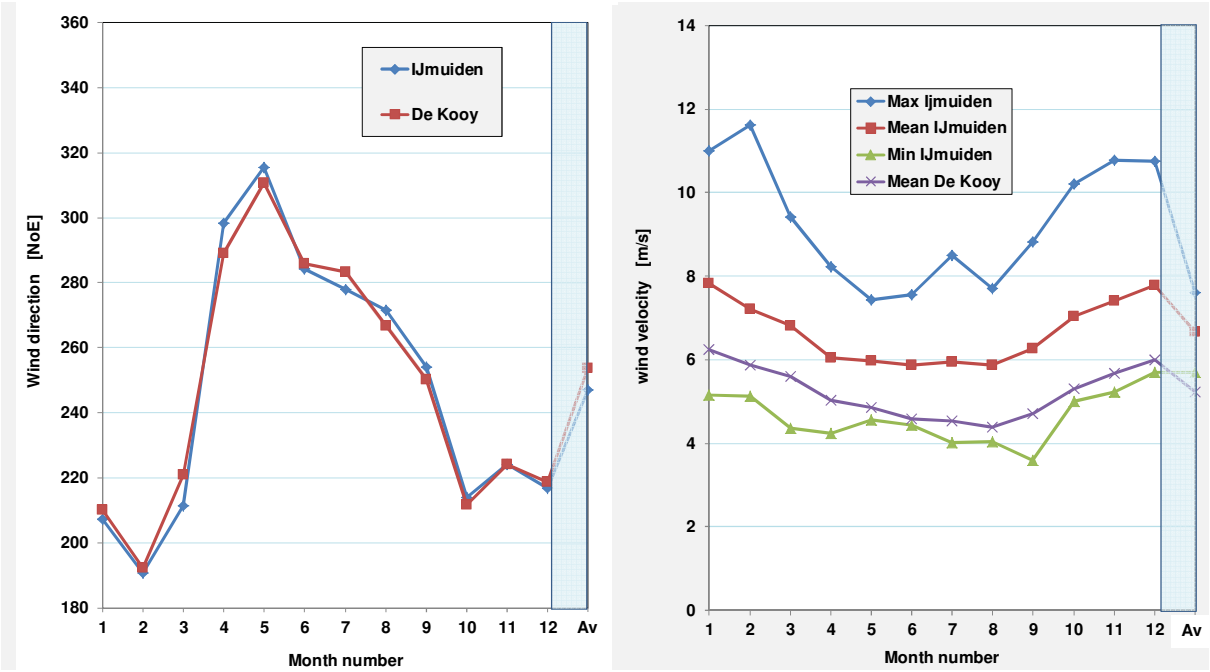


FIG. 4.1. Gemiddelde seizoensfluctuaties in windklimaat op KNMI-weerstations IJmuiden en De Kooy voor de periode 1971-2014 (gebaseerd op data van KNMI). Links: Verloop in maandgemiddelden van de windrichting. Rechts: verloop in maandgemiddelden van de windkracht. Av = jaargemiddelde min, max, gemiddelde.

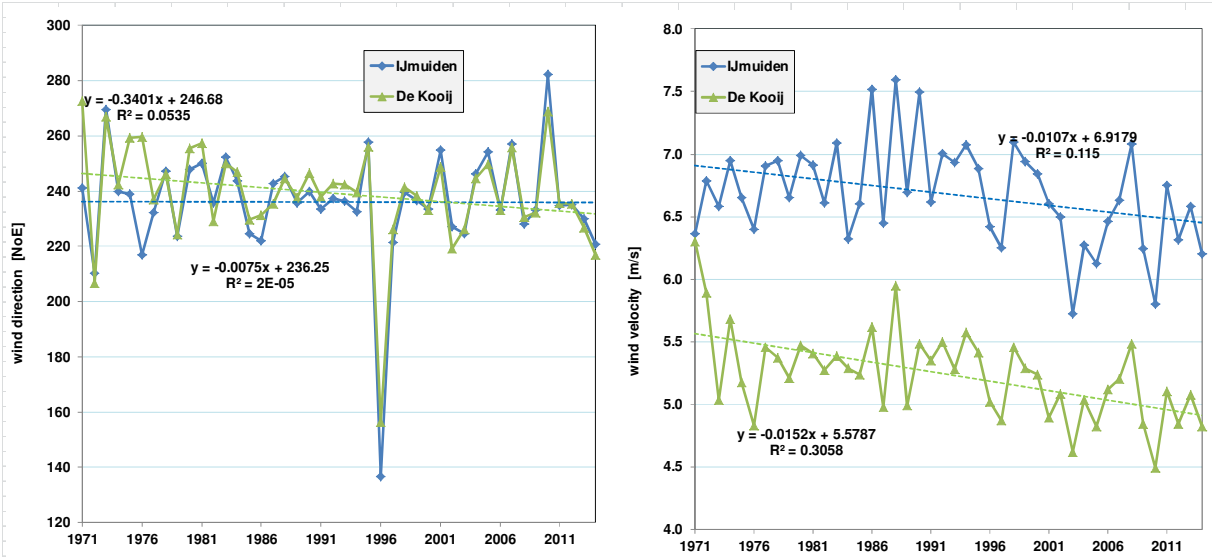


FIG. 4.2. Gemiddelde jaarfluctuaties in windklimaat op KNMI-weerstations IJmuiden en De Kooy tijdens de periode 1971-2014 (gebaseerd op data van KNMI). Links: Verloop in jaargemiddelden van de windrichting. Rechts: verloop in jaargemiddelden van de windkracht.

4.2 Meetresultaten 2010-2014 (wind)

De resultaten van windmetingen op de 7 stations in het studiegebied zijn voor een ca. 2 jaar durende periode vóór de ingrepen in Tabel 4.2 samengevat. IJmuiden etaleert overduidelijk de hoogste windsnelheden, hetgeen samenhangt met zijn positie op de zuidpier en de hoogste plaatsing van de anemometer. In de duinen vertonen de windmasten op de duintoppen de hoogste windsnelheden (Houtglop Hoog en Kattendel Hoog). Zoals verwacht laat de meest landinwaartse mast in een wijde duinvallei (Wieringen) de laagste windsnelheden zien.
Het 7-dagen centraal voortschrijdende gemiddelde (CMA) van de windsnelheid en windrichting voor IJmuiden is gepresenteerd in Fig.4.3.

TABEL 4.2. Meteostations met data van windsnelheid, windrichting en dagelijkse regenval, in de periode oktober 2009 – september 2011. Hoogste waarden (regen en wind: daggemiddelden) in de gele cellen.

Monitor point		Distance	Altitude m ASL]		Daily precipitation [mm/d]			Wind	Wind velocity [m/s]			Nr.
Name	Code	HWL	Land surf	mast	*1 Sept. 2010 - 31 Aug. 2012*				*22 Oct. 2009 - 2 Sept. 2011*			
		[m]			Min	Mean	Max	direction	Min	Mean	Max	Obs.
De Kooy	235 M	4710	0.5	10.5	0.00	2.30	22.9	189	1.3	5.3	13.9	681
Castricum	235 R	2000	4	-	0.00	2.49	47.5	-	-	-	-	681
Wijk aan Zee	226 R			-	0.00	2.26	43.0	-	-	-	-	681
IJmuiden	225 M	10	4.4	18.5	-	-	-	184	2.0	7.0	18.6	681
Kattendel Low	1.1	231	3.7	5.7	0.00	2.26	-	177	0.3	3.2	11.5	669
Kattendel High	1.2	265	9.6	11.6	-	-	-	181	0.0	3.8	14.1	676
Houtglop Low	2.1	428	4	6	-	-	-	202	0.0	3.3	10.6	677
Houtglop High	2.2	519	14	16	-	-	-	200	0.4	4.4	14.1	670
Houtglop North	3.1	417	4	6	-	-	-	185	0.0	2.8	9.8	338
Wieringen	4.1	708	4.5	6.5	0.00	2.41	-	192	0.3	2.6	8.0	297
Wieringen	WA	707	4.5	-	0.00	2.49	-	-	-	-	-	23 #
Overveen	225 R	3535	5	-	0.00	2.67	46.0	-	-	-	-	681
Zandvoort	229 R	360	10	-	0.00	2.52	42.8	-	-	-	-	681

= measurements in period 14 Sept. 2011 - 10 Sept. 2012. These were extrapolated to 2 years period via relation with Wieringen 4.1

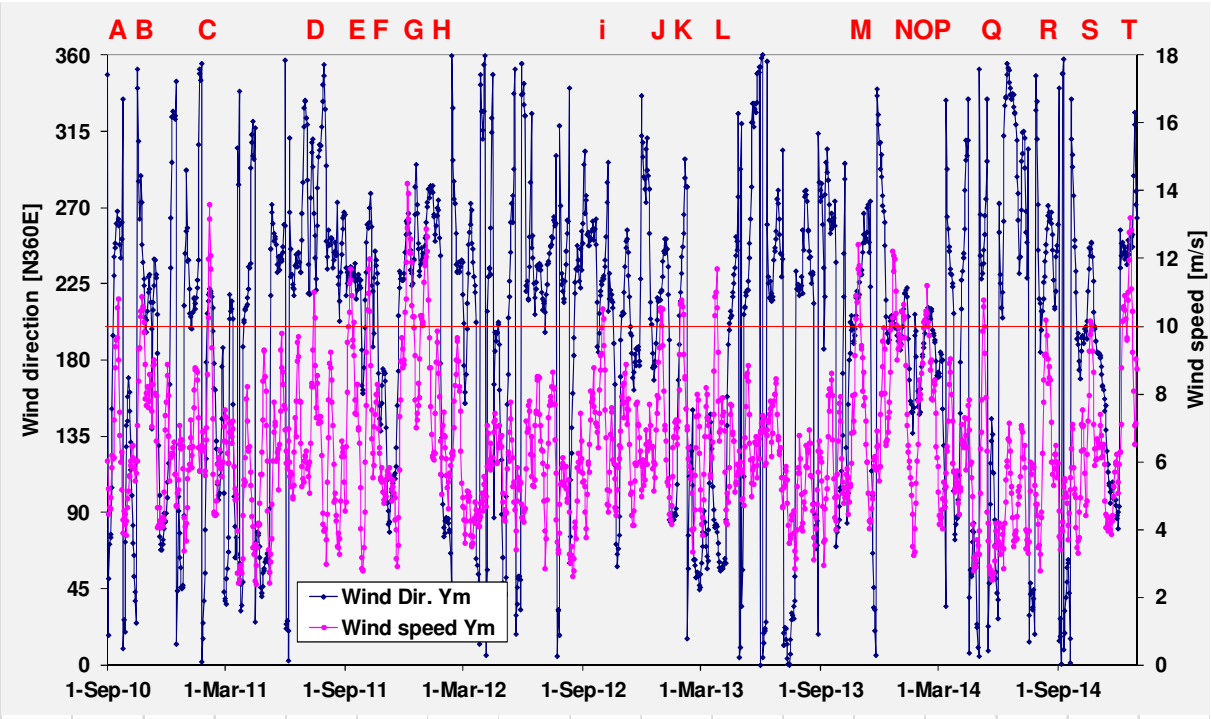


FIG. 4.3. Het 7-dagen centraal voortschrijdende gemiddelde (CMA) van de windsnelheid en windrichting op KNMI windstation IJmuiden, in de periode september 2010 t/m 31 december 2014. Gebaseerd op data van KNMI. A – T = stormperioden met tenminste 2 dagen waarop CMA >10 m/s. Extremen waren stormperiodes G (hoogste windsnelheid) en L (windrichting NO).

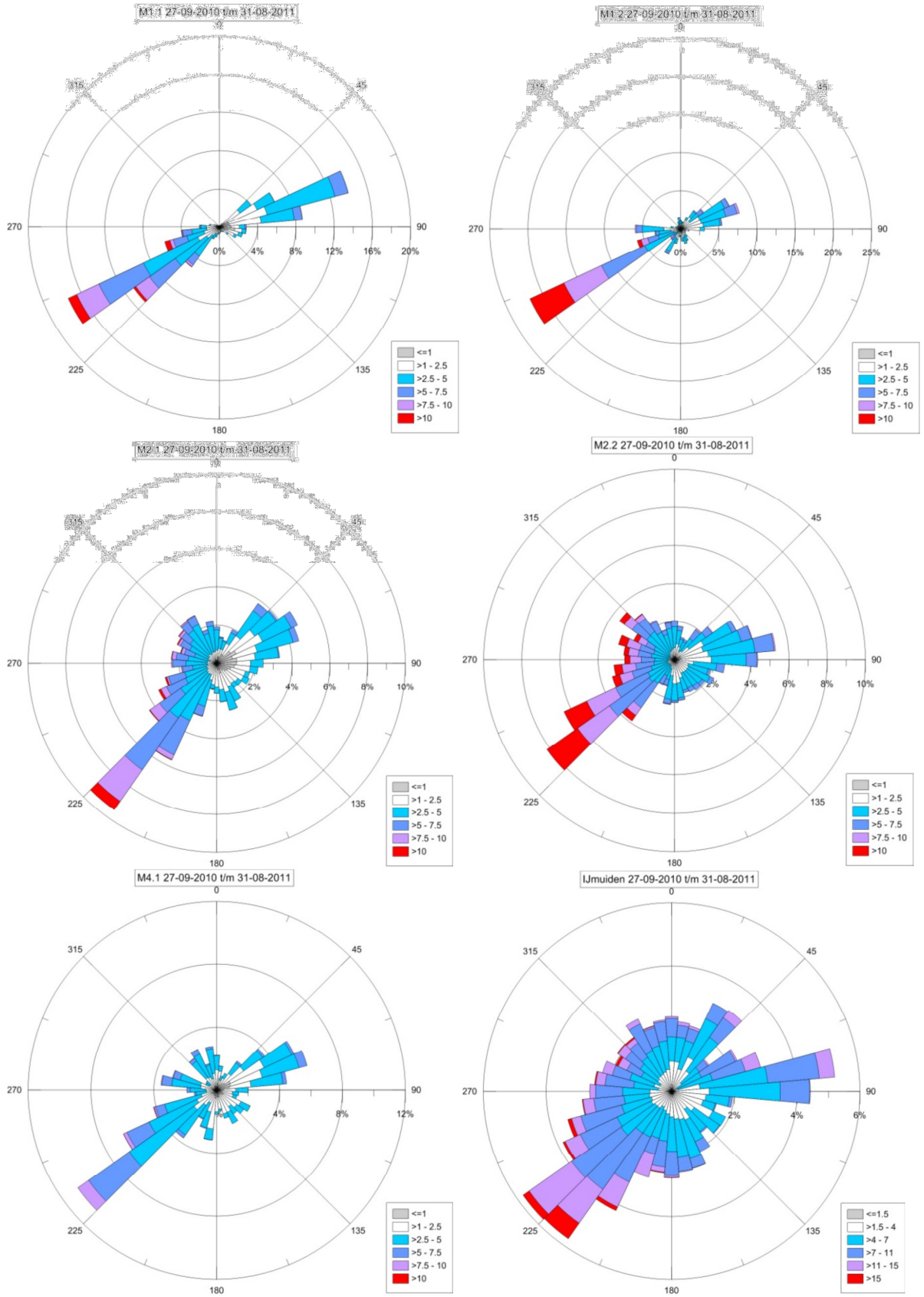


FIG.4.4. Windroos voor windmast 1.1 (Kattendel laag), 1.2 (Kattendel hoog), 2.1 (Houtglop laag), 2.2 (Houtglop hoog), 4.1 (Wieringen) en IJmuiden, in de periode september 2010 – augustus 2011 (vóór de ingrepen). Naar: Stuyfzand & Arens (2011).

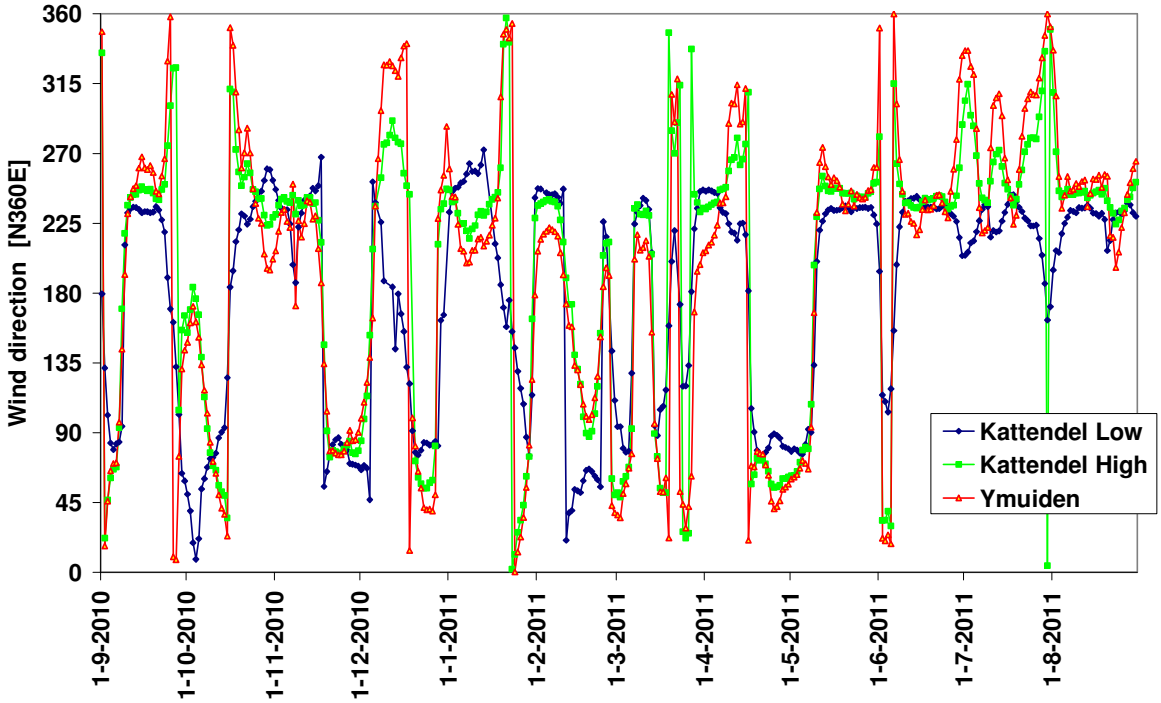


FIG. 4.5. Het 7-dagen centraal voortschrijdende gemiddelde (CMA) van de windrichting bij windmasten IJmuiden (KNMI), Kattendel Laag en Kattendel Hoog, in de periode september 2010 – augustus 2011. Kattendel Laag vertoont afwijkend gedrag door windbeschutting / kanalisering aan de basis van een omringend paraboolduin.

Uit Fig.4.3 wordt geconcludeerd dat de periode september 2010 – december 2014 20 episodes (A-T) van enkele dagen kende met een gemiddelde windsnelheid >10 m/s (NB: Beaufort schaal ≥6 = >10.8 m/s gemiddeld gedurende 10 minuten op 10 m hoogte). De hardste wind in deze periode werd geregistreerd op 4 februari 2011 tijdens een storm uit N220°E; het werd 18.6 m/s (daggemiddelde), hetgeen slechts een zwak stormpje mag heten. In 18 van de 20 'storm' periodes kwam de wind uit het ZZW tot NW, alleen tijdens storm L kwam de wind uit het oosten.
De windrozen in Fig.4.4 laten zien dat gemiddeld de sterkste winden uit het ZW kwamen, zoals gebruikelijk (Wieringa & Rijkoort, 1983). Zij tonen ook, dat de topografie een tunnelend effect op de windrichting kan hebben, zoals bij Kattendel Laag. Deze mast bevindt zich aan de voet van een paraboolduin met as in NO richting, en is daardoor beschut tegen wind uit het NW en ZO. Kattendel Hoog, op de top van dit paraboolduin, etaleert een vergelijkbare windroos met IJmuiden. Het smalle spectrum aan windrichtingen bij Kattendel Laag wordt ook geïllustreerd door Fig.4.5. IJmuiden en Kattendel Hoog vertonen daarin een vergelijkbaar patroon.

4.3 Resultaten zeezoutdepositiemodel voor periode 1971-2014

De windmetingen op meteostation De Kooy en windstation IJmuiden zijn met het zeezoutdepositiemodel vertaald in Cl-concentraties voor bulk neerslag tijdens de periode 1971-2014. De gemiddelde seizoensfluctuaties incl. minima en maxima staan in Fig.4.6, en het verloop van jaargemiddelden is weergegeven in Fig.4.7. De patronen correleren logischerwijze zeer sterk met de besproken variaties in windsnelheid en –richting. Afwijkingen ervan hangen samen met de gemiddelde windrichting en hoeveelheid regenval.

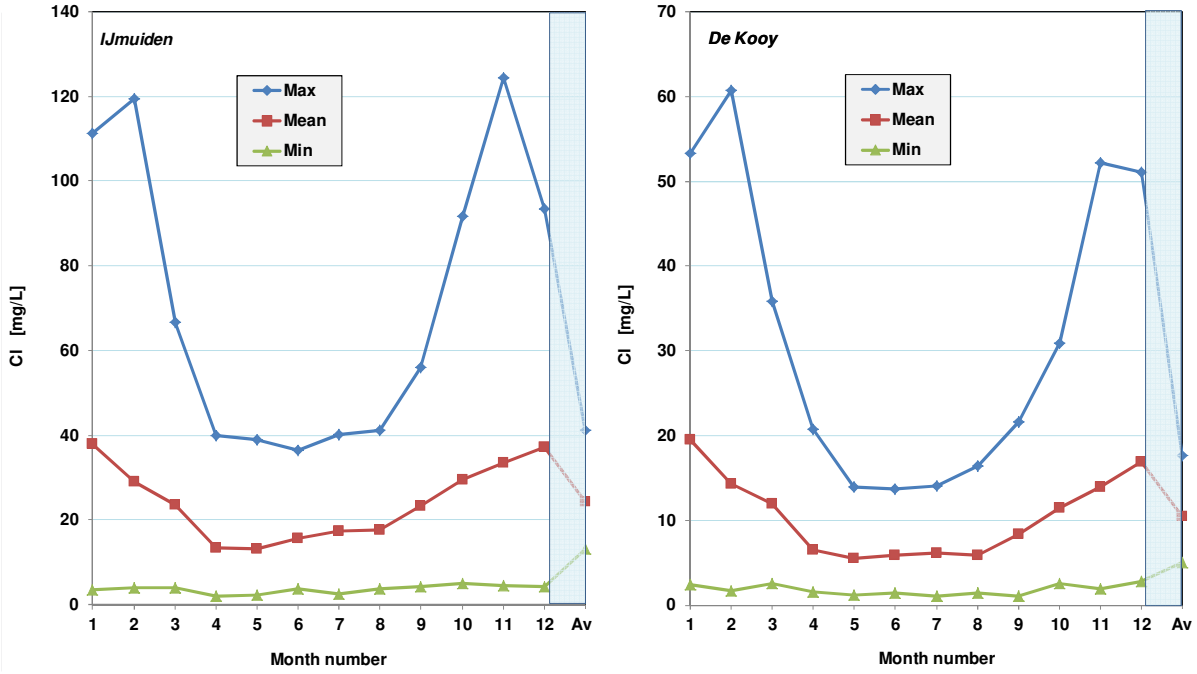


FIG. 4.6. Gemiddelde seizoensfluctuaties in met het windmodel voorspelde Cl concentraties op KNMI-weerstations IJmuiden en De Kooy voor de periode 1971-2014 (gebaseerd op winddata van KNMI). Av = jaargemiddelde van min, max en gemiddelde. Correctieterm $\sqrt{(P_{AV}/P)}$ = 1 gesteld.

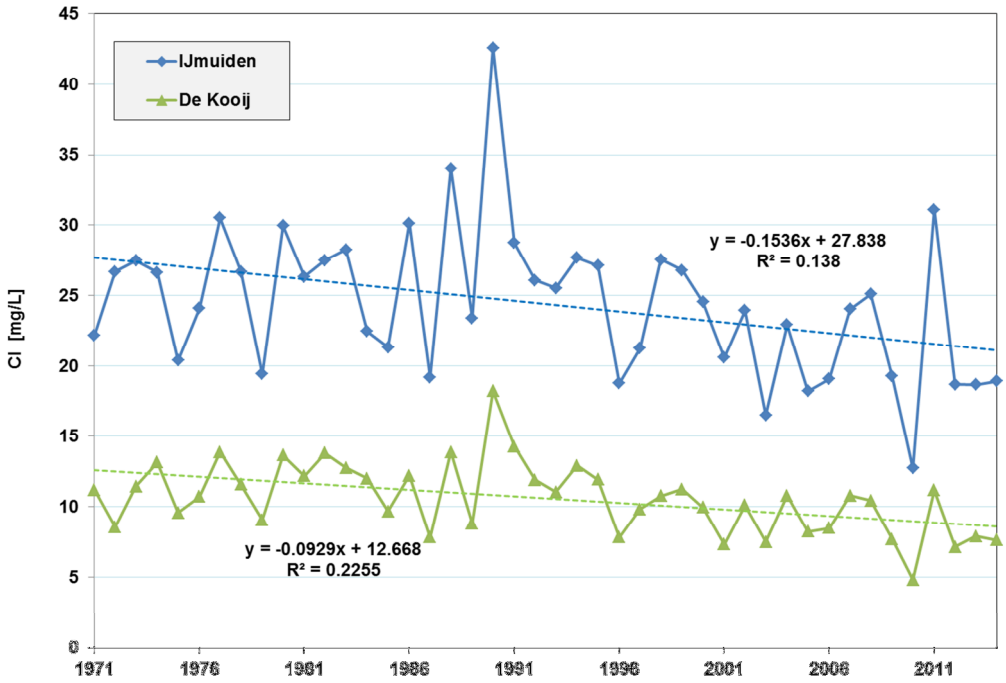


FIG. 4.7. Verloop in jaargemiddelden van met het windmodel voorspelde Cl concentraties op KNMI-weerstations IJmuiden en De Kooy voor de periode 1971-2014 (gebaseerd op winddata van KNMI). Tevens aangegeven is de lineaire trend met correlatiecoëfficiënt tussen Cl en jaar.

4.4 Resultaten zeezoutdepositiemodel september 2010 – 15 juli 2015

De windmetingen op windstation IJmuiden zijn met het zeezoutdepositiemodel vertaald in Cl-concentraties voor bulk neerslag op Wieringen tijdens de periode september 2010 – juli 2015. Daartoe is gewerkt met het 7-dagen centraal voortschrijdende gemiddelde (CMA) van de windrichting en windsnelheid, en is de correctieterm $\sqrt{(P_{AV}/P)}$ in Eq.3.1 op 1 gesteld.
Het resultaat is weergegeven in Fig.4.8. De patronen correleren logischerwijze zeer sterk met de besproken variaties in windsnelheid en –richting. Afwijkingen ervan hangen vooral samen met de gemiddelde windrichting. Van de 23 onderscheiden 'storm' episodes halen er 6 (i, J, L, O, S en V) de 30 mg Cl/L grens niet. Daaronder bevindt zich de eerder besproken zoutarme storm L, met wind uit het NO.

4.5 Vergelijking vóór en na de ingrepen

Relevante windgegevens van vóór de ingrepen, die plaatsvonden in de periode 15 september 2012 – 10 maart 2013, en die daarna zijn voor zover beschikbaar bijeengezet in Tabel 4.3. Na de ingrepen zien wij in het studiegebied:

- een gemiddelde verlaging van de neerslag in tegenstelling tot daarbuiten, hetgeen zou kunnen samenhangen met een toegenomen albedo t.g.v. het kaalscheren van de kuststrook, of met toeval (moeilijk uit te sluiten);

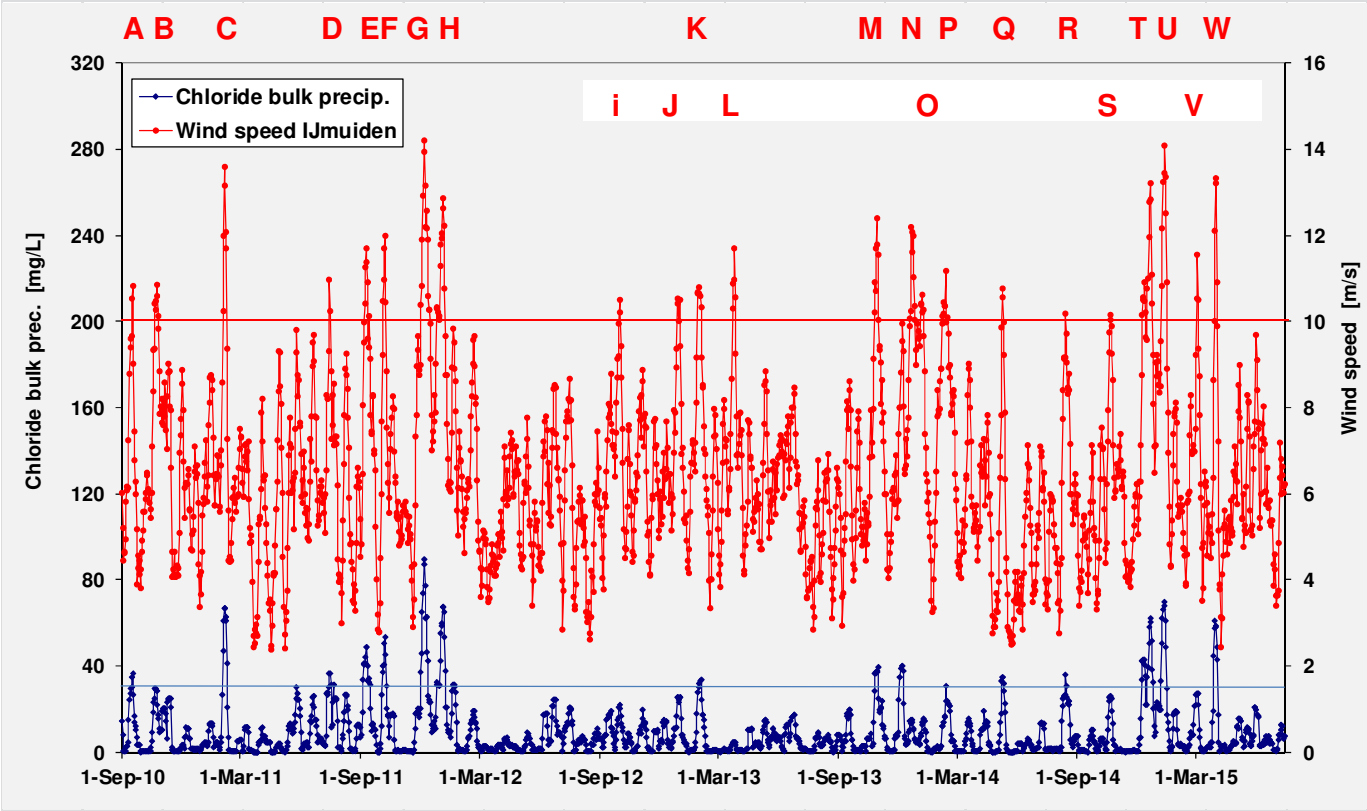


FIG. 4.8. Het 7-dagen centraal voortschrijdende gemiddelde (CMA) van de windsnelheid op KNMI windstation IJmuiden en van de met Eq.3.1 berekende Cl concentratie van regenwater op meetlocatie Wieringen, in de periode september 2010 t/m 15 juli 2015. Windgegevens ontleend aan KNMI.
A – W = stormperioden met tenminste 2 dagen waarop CMA >10 m/s, waarvan de perioden boven de blauwe streep tevens >30 mg Cl/L. Extremen waren stormperiodes G (hoogste windsnelheid en hoogste voorspelde Cl concentratie) en L (hoge windsnelheid maar lage Cl concentratie tgv aflandige windrichting NO). Horizontale lijnen: rood = 10 m/s; blauw = 30 mg Cl/L. Correctieterm $\sqrt{(P_{AV}/P)}$ = 1 gesteld.

TABEL 4.3. Vergelijking van de bruto neerslag (P), windsnelheid (v-Wind), windrichting (Wind-dir) en Cl-concentratie van regenwater volgens het wind-model (Cl-wind) op diverse locaties, vóór en na de ingrepen bestaande uit kerven en kaalscheren. De oranje gekleurde cellen geven de hoogste gemiddelde waarde aan.
 # = vóór = 1 Sept.2010 - 15 Sept.2012; ## = na = 10 Maart 2013 - 30 Dec.2014.

Parameter	Site	Unit	Before #			After ##		
			Mean	St.dev.	n	Mean	St.dev.	n
P	KB1	mm/d	2.26	1.99	53	2.15	1.95	39
	WB2		2.45	1.97	54	2.28	1.95	47
	Overveen		2.51	4.88	746	2.63	5.93	661
	Zandvoort		2.35	4.86	746	2.41	5.27	661
	Wijk a/Zee		2.23	4.50	746	2.30	5.21	661
	Castricum		2.46	5.06	746	2.87	5.90	661
	De Kooy		2.28	4.83	746	2.33	4.42	661
v-Wind	Kat-Low	m/s	3.61	2.25	529	3.61	2.06	467
	Kat-High		4.23	2.82	517	3.62	2.48	579
	HoutS-Low		3.56	2.10	533	3.78	1.89	510
	HoutS-High		4.83	2.86	533	4.77	2.45	560
	Wier		2.87	1.64	466	2.78	1.35	578
	IJmuiden		6.46	3.58	746	6.37	3.38	661
	De Kooy		4.94	2.62	746	4.94	2.62	661
Wind-dir	Kat-Low	N°E	230	79	501	242	79	467
	Kat-High		236	78	514	234	84	579
	HoutS-Low		242	86	527	239	89	426
	HoutS-High		246	85	528	252	92	560
	Wier		243	89	421	244	92	578
	IJmuiden		239	86	746	226	93	661
	De Kooy		239	85	728	223	91	661
Cl-wind	WB2	mg/L	12.4	24.8	535	7.9	17.5	581

- een zowel toe- als afgenomen gemiddelde windsnelheid, terwijl deze buiten het studiegebied overal is afgenomen. De toegenomen windsnelheid beperkt zich tot de meetpunten Kattendel Laag en Houtglop-Zuid-Laag;
- een zowel ruimende (met klok mee draaiende) als krimpende gemiddelde windrichting, terwijl deze buiten het studiegebied overal is gekrompen (van WSW meer ZW); en
- een duidelijke afname van de gemiddelde Cl concentratie van regenwater op meetlocatie Wieringen, zoals voorspeld met het zeezoutdepositiemodel. Dit correspondeert met de afgenomen windsnelheid en krimpende wind in IJmuiden, en met het beeld in Fig.4.8.

4.6 Resultaten zandtransportmetingen

Enkele resultaten van de zandtransportmetingen door Arens en Neijmeijer (2013, 2014) zijn weergegeven in de Figs.4.9-4.11.
Fig.4.9 geeft het ruimtelijke beeld van de hoeveelheid zand zoals ingevangen met de 15 zandvangers gedurende de periode 8 oktober 2013 t/m 28 oktober 2014. We zien hierin een duidelijk patroon van toenemend zandtransport in de richting van zeereep en de kaalgeschoren duinen, beiden langs de azimut van de dominante windrichting (240 N°O). Langs de zeereep werd in genoemde periode 300-1500 g/jaar aan zand ingevangen, nabij kaalgeschoren paraboolduinen 50-100 g/jaar en op afgelegen locaties 4-7 g/jaar. Dit heeft uiteraard ook consequenties voor de bulk regenvangers die een onbekend, doch wellicht kleiner deel van deze belasting onderschepten. Regenwatermonsters bleken inderdaad bij veel zeewind zandkorrels te bevatten, waarbij KB1 meer te verduren kreeg dan WB2 en WA, conform bovengenoemd patroon. Een belangrijke vraag hierbij is of het zand, dat ingevangen is op grotere afstand van de ingrepen, nu bestaat uit zand van die stuifgebieden of uit lokaal opgewerveld zand.

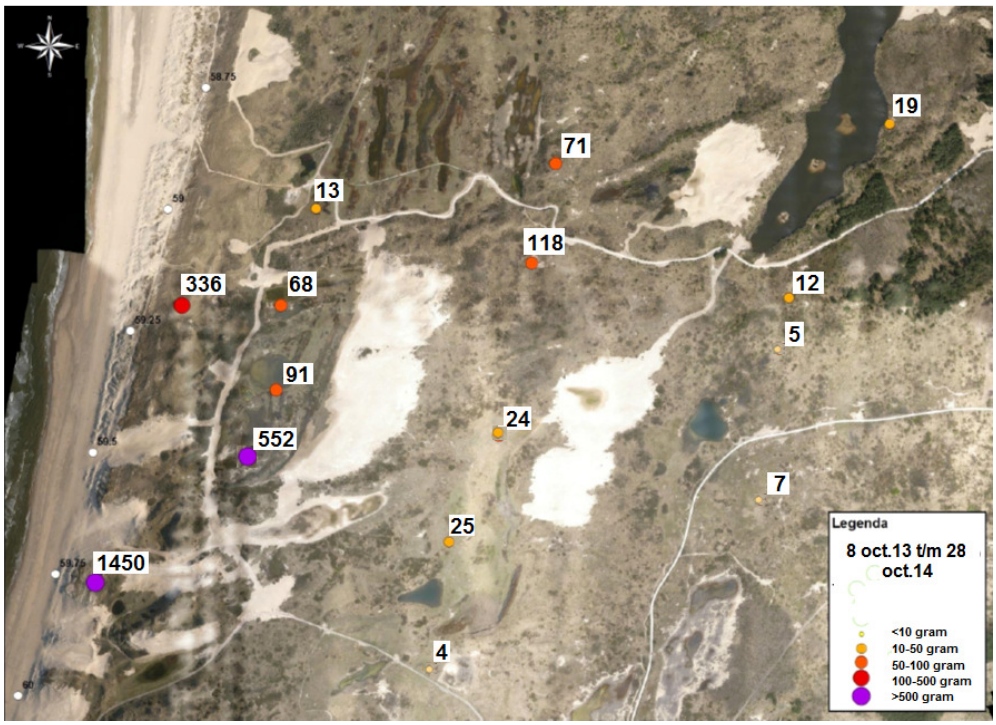
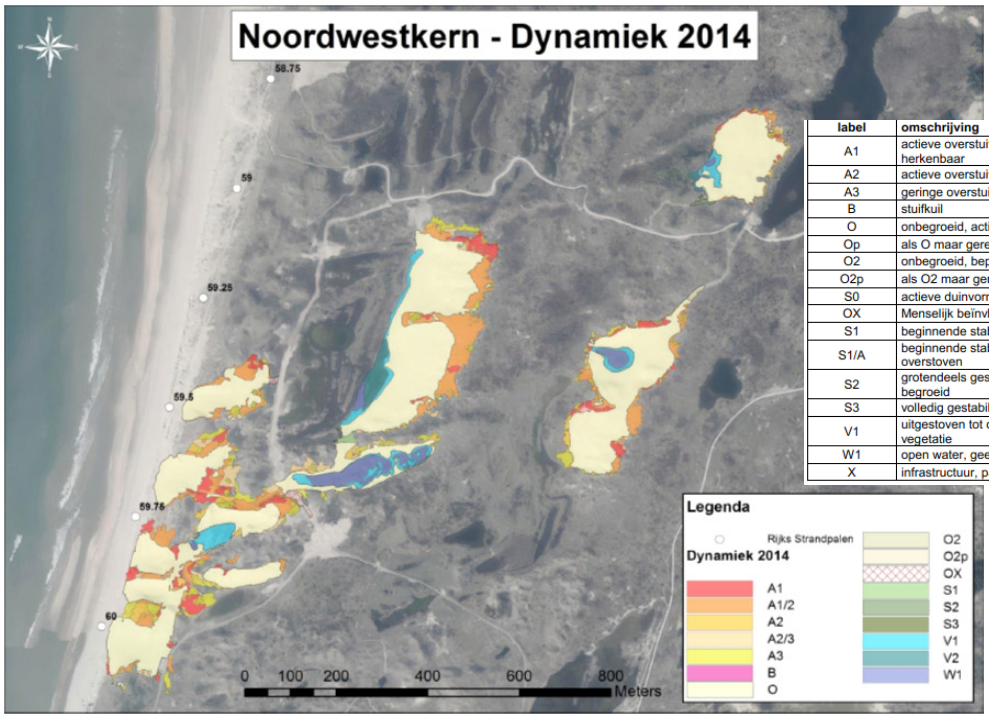


FIG. 4.9. Ruimtelijk patroon van de hoeveelheid zand onderschept met de zandvangers in de periode 8 oct. 2013 t/m 28 oct. 2014. Gebaseerd op data van Arens & Neijmeijer 2014.



label	omschrijving	Generalisatie
A1	actieve overstuiving, vegetatie niet meer herkenbaar	Aa
A2	actieve overstuiving, vegetatie herkenbaar	Aa
A3	geringe overstuiving, strooizone	Ab
B	stuifkuil	O
O	onbegroeid, actief, overwegend erosief	O
Op	als O maar gerelateerd aan paden	O
O2	onbegroeid, beperkte activiteit	Sb
O2p	als O2 maar gerelateerd aan paden	Sb
S0	actieve duinvorming in pioniervegetatie	Sa
OX	Menselijk beïnvloed kaal zand	O
S1	beginnende stabilisatie	Sb
S1/A	beginnende stabilisatie en opnieuw (licht) overstoven	Sb
S2	grotendeels gestabiliseerd, nog niet volledig begroeid	Sc
S3	volledig gestabiliseerd en begroeid	Sc
V1	uitgestoven tot op het grondwater, vochtig, geen vegetatie	V
W1	open water, geen vegetatie	V
X	infrastructuur, paden, strandslagen etc	X

FIG. 4.10. Ruimtelijk patroon van de dynamiek in 2014. Naar: Arens & Neijmeijer 2014.

In onderstaande volgen enkele conclusies van Arens & Neijmeijer 2014.
Na de ingrepen nam de dynamiek in het gebied enorm toe, in de sleuven natuurlijk veel meer dan op de parabolen. Aan de landwaartse zijde van alle sleuven ontwikkelt zich een metershoge storthelling die plaatselijk dicht duindoornstruweel bedekt en inmiddels al enkele tientallen meters landinwaarts is geschoven (Fig.4.11). Het meertje achter de sleuf bij de Kattendel is hierdoor in 2014 dichtgestoven (zie ook Fig.2.10B en C).
Hoogtemetingen tonen aan dat de sleuven in 2014 niet uitgediept zijn, waardoor de bodemdrempel van alle sleuven niet onder 8m+NAP is gekomen. De dynamiek op de parabolen is ook toegenomen, met aan de oostzijde van de parabolen een uitbreidende overstuivingszone (Fig.4.10). Dit is het best zichtbaar bij Houtglop, maar ook bij de meest landinwaarts gelegen parabolen bij Wieringen en het Cremermeer is de dynamiek toegenomen.
Hoogtemetingen laten zien dat de dynamiek van erosie en depositie in de achterliggende parabolen veel lager is dan in de sleuven. Reden hiervan is niet alleen de geringere winddynamiek maar ook de aanwezigheid van uitgestoven wortels en/of uitlopende dauwbraam.
Nabeheer werpt zijn vruchten af, maar zal de komende jaren voortgezet moeten worden. Met uitzondering van de sleuven, waar de opkomende Helm steeds schaarser wordt, blijven wortels en uitlopende dauwbraam voor een beperking van de verstuiving zorgen. Er zijn nog geen locaties waar dit probleem afneemt of verdwijnt.

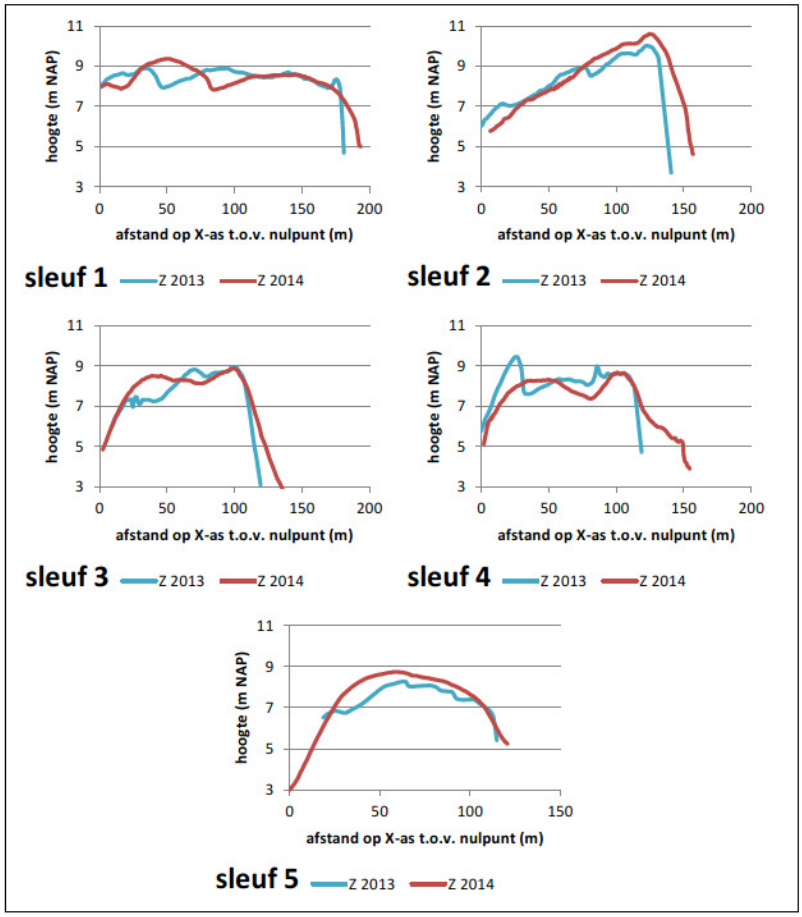


FIG. 4.11. Hoogte van de bodemlijn door de sleuven in de zomer van 2013 en 2014. Sleuf 1 ligt noord, sleuf 5 ligt zuid. Naar Arens & Neijmeijer 2014.

5 Resultaten zeezoutmetingen

5.1 Presentatie en globale beschouwing

De resultaten van de eerst wekelijkse (tot juni 2011) en daarna 14-daagse metingen op 10 verschillende locaties in de periode september 2010 t/m december 2014 zijn gepresenteerd in Fig.5.1. Daarin zijn de piekwaarden gelabeld met de in Fig.4.3 aangegeven stormperioden A-T. Conform verwachting, stemmen de piekwaarden overeen met deze stormperioden. Er zijn wel (geringe) verschillen in exacte piektijd t.g.v. het centraal voortschrijdend middelen van de windgegevens en het (twee)wekelijks meten van de zoutvangers, waarbij de meetresultaten geplot zijn halverwege de meetperiode.
Meetlocaties met relatief hoge windsnelheden, zoals Kattendel Hoog, Kattendel Laag en Houtglop Hoog, vertonen een hogere zoutdepositie dan de meetlocaties met lagere windsnelheden. Maar niet alleen de windsnelheid speelt een rol: Kattendel Hoog ontving meer zeezout dan Houtglop Hoog, ookal ervoer laatstgenoemde sterkere wind. Kattendel Hoog is ~250 m dichter bij zee dan Houtglop Hoog, hetgeen blijkbaar meer zoden aan de dijk zet dan een beetje meer wind.
Een welkome observatie was dat de wekelijkse SID waarnemingen simpelweg bij elkaar opgeteld kunnen worden, om SID data voor een 14 daagse meetperiode te krijgen (Stuyfzand & Arens 2011). Dit hielp bij het matchen en correleren van de SID data met de 14-daagse bulk regenval data.
Hoge zoutniveaus corresponderen in de meeste gevallen met mariene zeezout inputs. Lage niveaus hangen doorgaans samen met een lage zeezoutinput, en worden dan gedicteerd door continentale aërosolen en biogene inputs zoals van insecten en vogelexcrementen.

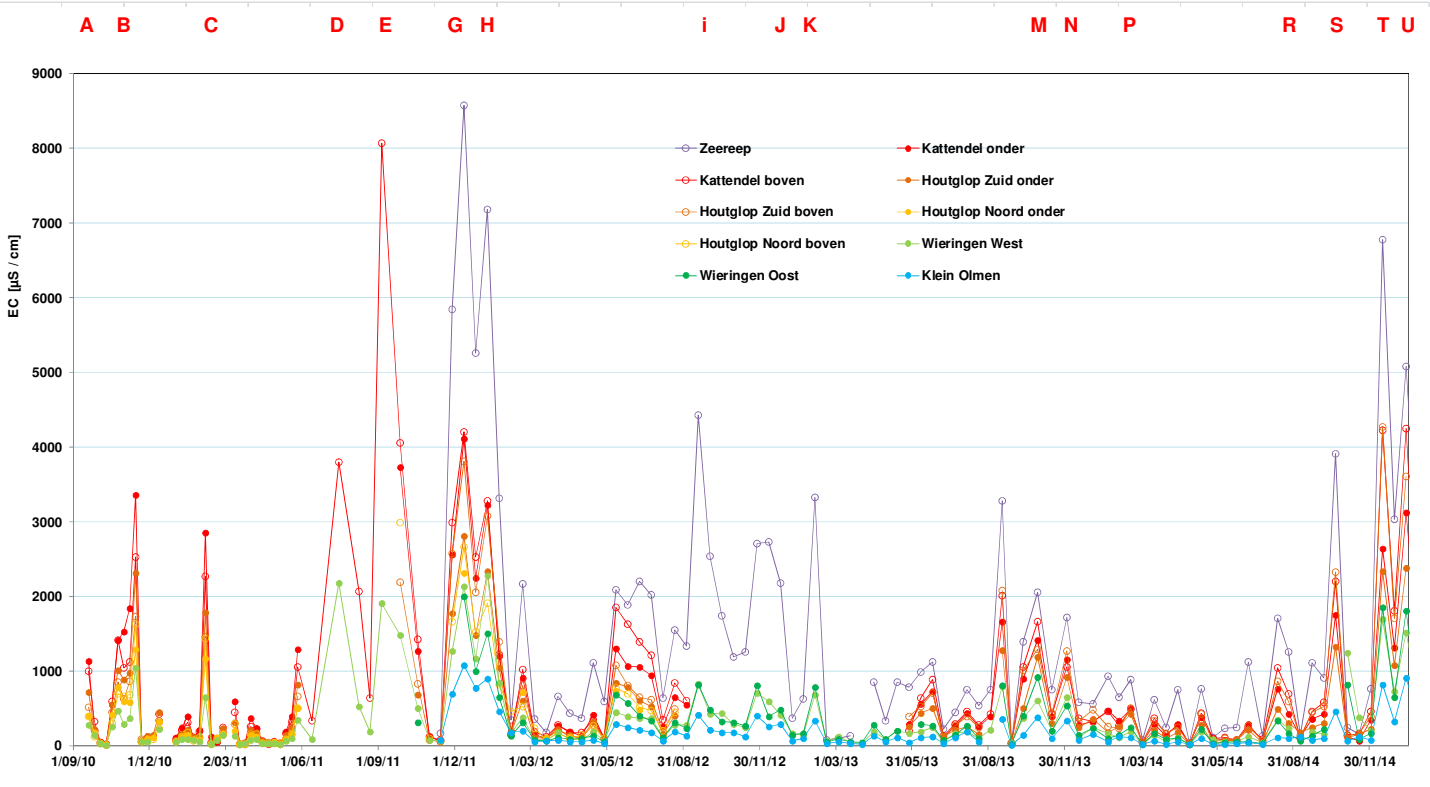


FIG. 5.1. EC variaties in de bemonsterde zoutvangers (SIDs) op 10 locaties (elk met 3-5 SIDs) tijdens de periode 1 september 2010 – 3 februari 2015. Voor locatie van de SIDs zie Fig.2.1.

5.2 Ruimtelijke en tijdsafhankelijke variaties

Ruimtelijke variaties worden in de dataset vooral gedicteerd door verschillen in afstand tot de kust. Dit blijkt uit Fig.5.2, waarin het landinwaartse verloop van de EC in SIDs geplot is tijdens een zestal 14 daagse meetperioden met aangegeven windrichting en windsnelheid.
De onderzochte, eenvoudige verbanden tussen de EC-waarde en de afstand tot de HWL (X_{HWL}) zijn: het exponentiële (EC = a exp(-bX_{HWL}), logaritmische (EC = a ln(X_{HWL}) + b) en de power functie (EC = aX_{HWL}^{-b}). Binnen het bereik van 50-1200 m presteerde het logaritmische verband gemiddeld over 120 opnames iets beter dan het exponentiële, maar duidelijk beter dan de power functie. Toch is gekozen voor het exponentiële verband in Fig.5.2, omdat dit verband betere aansluiting geeft bij verder landinwaarts gelegen punten (volgend uit observaties met het meetnet regenwaterkwaliteit). Gemiddeld over de perioden met meeste opnames over het hele bereik van 50-1200 m afstand geldt dan de volgende relatie met R^2 = 0.88 en met X_{HWL} gemeten langs dominante windrichting ZW (= 1.272 X_{HWL} volgens kortste afstand):

$$EC = a \exp(-b\, X_{HWL}) = 730 \exp(-0.00142\, X_{HWL}) \qquad (5.1)$$

Een tweede conclusie uit Fig.5.2 is, dat tijdens de hogere windsnelheden bij wind uit zee, in Eq.5.1 intercept a (730 gemiddeld) fors toeneemt (van 44 tot 6935) terwijl helling -b (-0.00142 gemiddeld) een ander patroon etaleert. Uit Fig.5.3 volgt dat de waarde van -b bij een intercept > ca. 800 weinig varieert rond een waarde van -0.0015, maar bij een intercept van 0-800 sterk daalt. Met andere woorden, bij hogere windsnelheden is –b redelijk constant en daalt de EC snel met toenemende afstand tot de HWL, terwijl bij lage windsnelheden (en (gemiddeld) aflandige wind) –b juist sterker afhangt van de windsnelheid en windrichting en de EC minder snel daalt met toenemende afstand tot de HWL. De afhankelijkheid van de intercept en helling in Eq.5.1 van de hoeveelheid geproduceerd zeezout wordt verduidelijkt in Fig.5.4.
Uit Fig.5.2 en Tabel 5.1 blijkt ook, dat de hoog gelegen meetpunten (bovenop de paraboolduinen) ondanks iets verdere afstand tot de HWL (55-180m) 11-53% meer zeezout invangen.

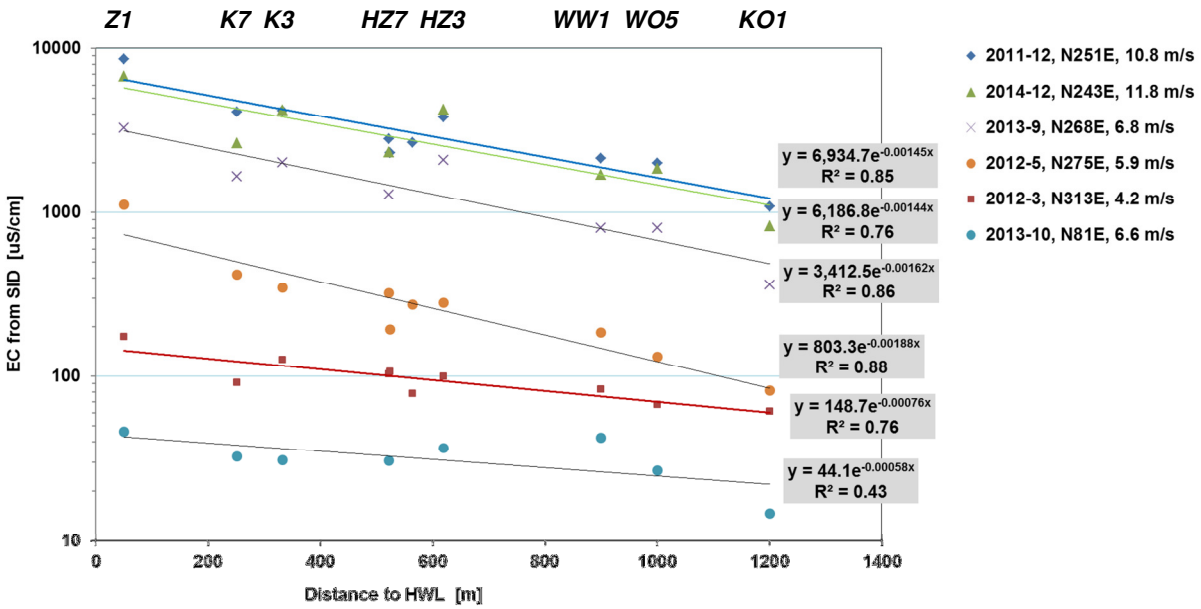


FIG. 5.2. Landinwaartse verloop van de EC in SIDs tijdens een zestal 14 daagse meetperioden met aangegeven windrichting en windsnelheid te IJmuiden. Het verloop in december 2011 hoort bij storm G, en dat in december 2014 bij storm T. NB: X_{HWL} is gemeten langs dominante windrichting ZW = 1.272 X_{HWL} (volgens kortste afstand).

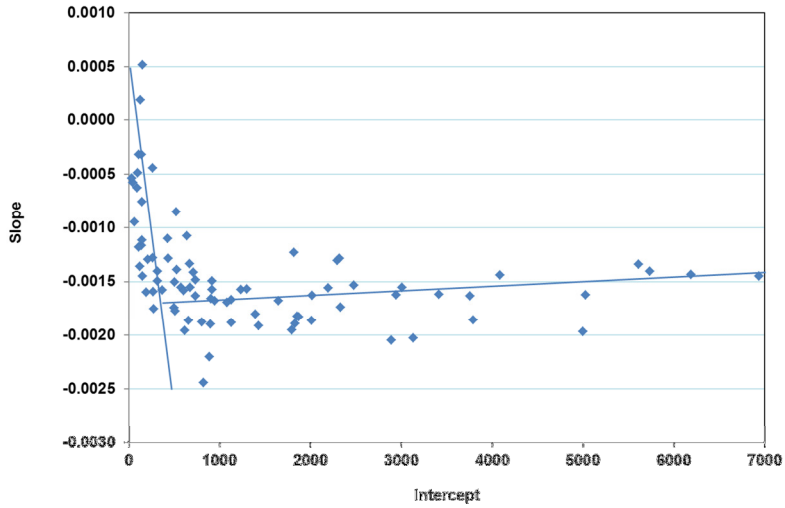


FIG. 5.3. Relatie tussen de intercept (a) en helling (b) in Eq.5.1, die de EC-meting aan een zoutvanger koppelt aan de afstand tot de HWL. Metingen vóór en na de ingrepen vertonen weinig verschil.

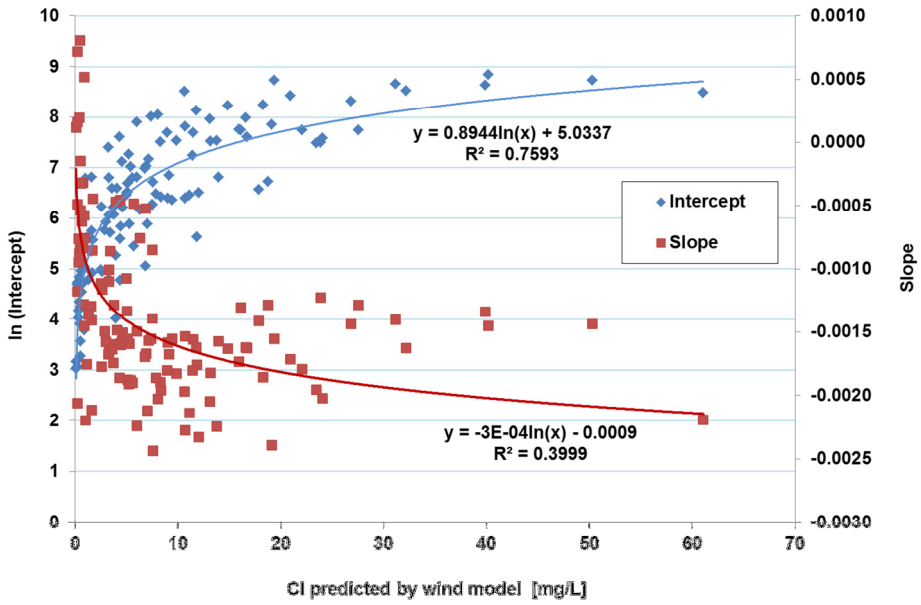


FIG. 5.4. Relatie tussen enerzijds de intercept (a) en helling (b) in Eq.5.1, en anderzijds de met het windmodel voorspelde Cl concentratie van regenval op Wieringen (WB2) voor elke onderzochte periode.

5.3 Voorspelling

Het zeezoutdepositiemodel blijkt ook nuttig in het voorspellen van de EC voor SIDs. Stuyfzand and Arens (2011) ontwikkelden de volgende empirische formule:

$$EC_{SID,CALC} = a\,(1 + 0.01\,P)\,\Sigma SALT + c \qquad (5.2)$$

waarin: a,c = constanten afhankelijk van de windsnelheid ter plaatse en de afstand tot de HWL, net zoals in Eq.5.1 [-]; P = bruto neerslag tijdens meetperiode [mm/periode]; ΣSALT = som van de dagelijkse zoutconcentratie tijdens de meetperiode, zoals berekend uit de windgegevens met Eq.3.1 doch waarin $\sqrt{(P_{AV}/P)} = 1$ gesteld.

De positieve correlatie van P met $EC_{SID,CALC}$ in Eq.5.2 verklaart zich door enerzijds de toegenomen zoutvangst door een SID wanneer deze vochtig is en door regenwater wordt vochtig gehouden en gespoeld, en anderzijds de directe natte depositie op de SID tijdens regenval.
Het positieve verband uit zich in een zeer goede piekenoverlap tussen de berekende en gemeten EC, nog iets beter dan die tussen de gemeten EC en berekende Cl concentratie in bulk regenval (Fig.5.5). Voor Wieringen geldt volgens Fig.5.6 de beste lineaire fit tussen de berekende en gemeten EC van een SID met a = 1.649 en b = 48 (R^2=0.76), en tussen de gemeten EC van een SID en de berekende Cl concentratie met a = 32.375 en b = 47 (R^2=0.54).

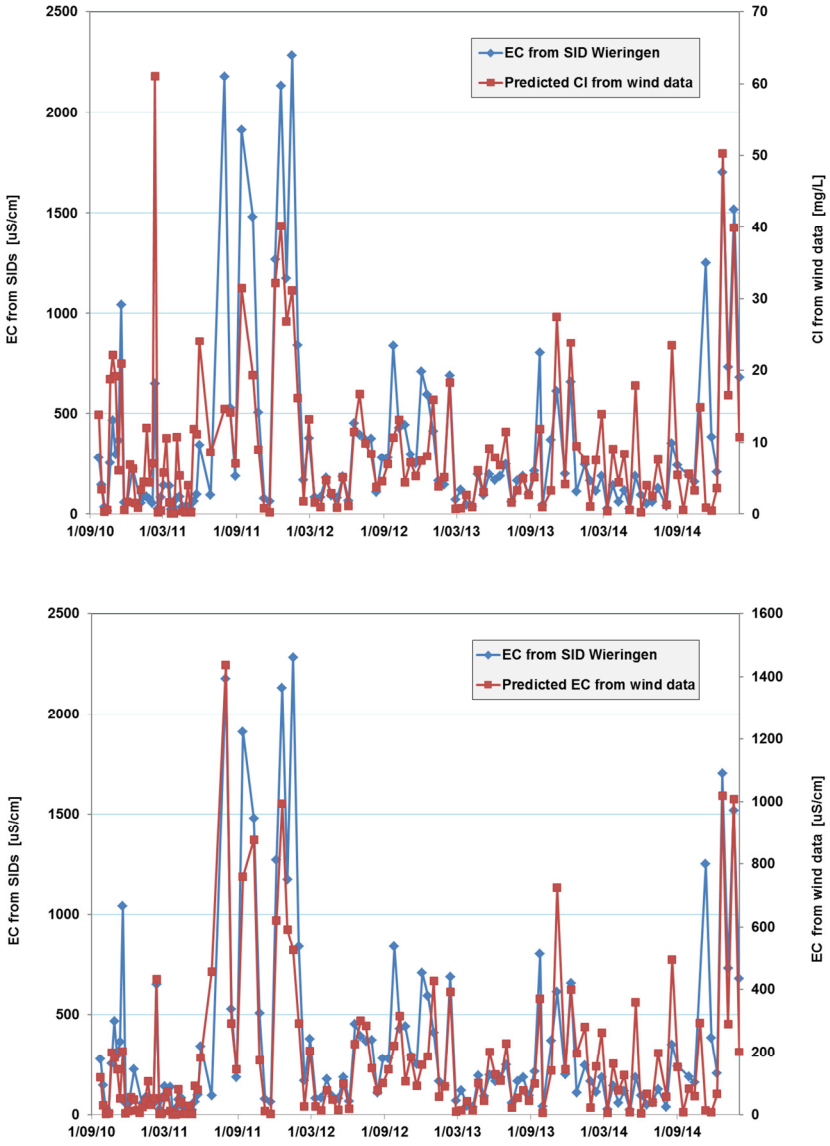


FIG. 5.5. Verband tussen het verloop van de gemiddelde EC zoals gemeten met de 5 SIDs in Wieringen en de voor Wieringen voorspelde Cl concentratie in bulk neerslag op basis van windmetingen in IJmuiden (boven), en de voor Wieringen voorspelde EC van bulk neerslag op basis van windmetingen in IJmuiden volgens Eq.5.2 met a =1.649 en b = 48 (onder).

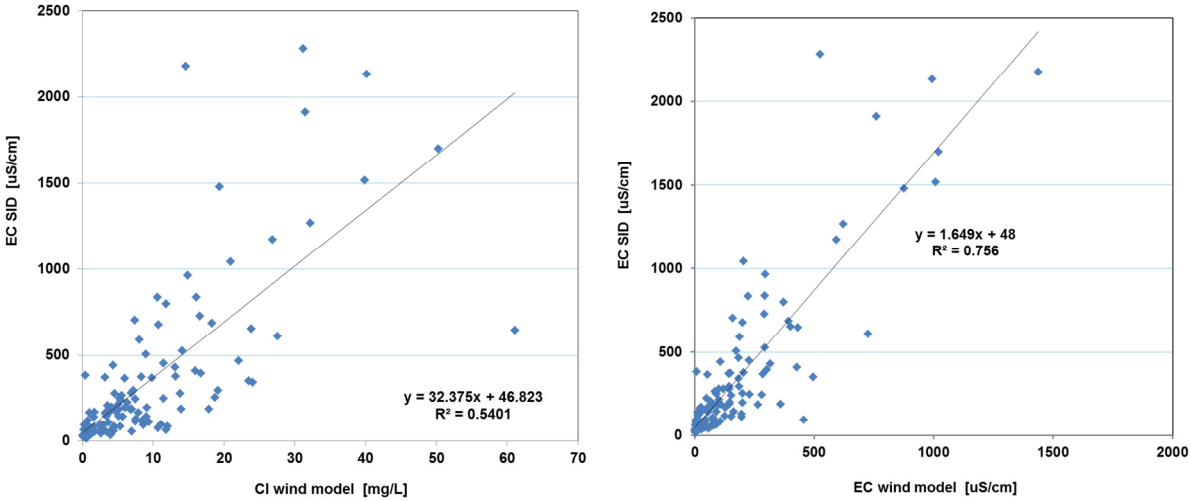


FIG. 5.6. Lineaire relatie tussen de gemiddelde EC zoals gemeten met de 5 SIDs in Wieringen en de voor Wieringen voorspelde EC (rechts) en Cl concentratie (links) in bulk neerslag op basis van windmetingen in IJmuiden, in de periode 25 maart 2010 – 16 augustus 2011.

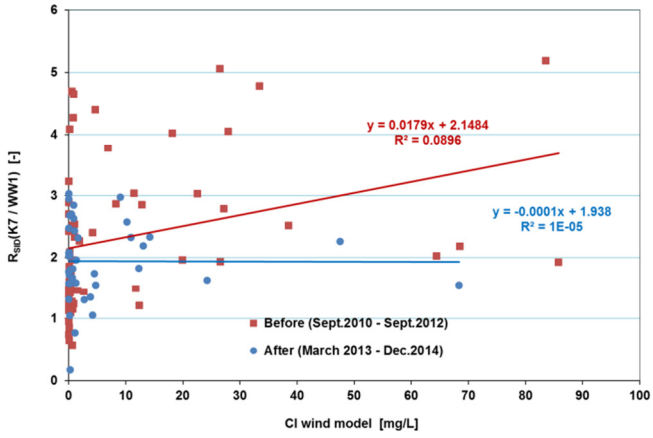
5.4 Vergelijking vóór en na de ingrepen

De gemiddelde EC-waarden op 8 meetlocaties tussen 50 en 1200 m afstand van de HWL vóór de ingrepen (die plaatsvonden in de periode 15 september 2012 – 10 maart 2013) en die daarna zijn bijeengezet in Tabel 5.1. Na de ingrepen zien wij in het studiegebied een duidelijke daling van de EC op alle meetpunten, ook bij beschouwing van 2 meetperioden vóór de ingrepen (de kortere periode is erbij gehaald om nieuwe SID-meetpunten erbij te betrekken).

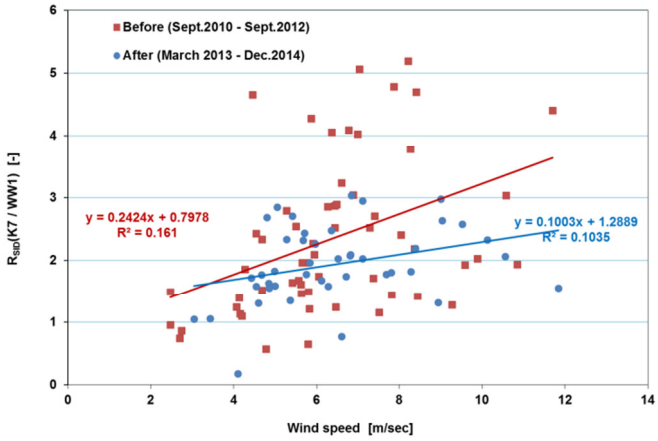
TABEL 5.1. Vergelijking van de EC zoals gemeten met de zoutvangers (SIDs) op diverse locaties, vóór en na de ingrepen bestaande uit kerven en kaalscheren. De groen gekleurde regels betreffen locaties waar de situatie relatief weinig beïnvloed is door de ingrepen. # = vóór = of 16 nov.2010 – 11 sep.2012 of 22 nov.2011 - 21 aug.2012; ## = na = 10 Maart 2013 - 30 Dec.2014. N.B.: X_{HWL} is gemeten langs dominante windrichting ZW = 1.272 X_{HWL} (volgens kortste afstand).

SID	code	X-HWL	Before #			After ##			bef / aft	high/low	
	Fig.2.1	m	Mean	St.dev.	n	Mean	St.dev.	n	Mean	Before	After
16 Sep.2010 - 11 Sep.2012 versus 10 Mar.2013 - 30 Dec.2014											
Kattendel Low	K7	251	775	1023	58	503	555	41	1.54		
Kattendel High	K3	332	956	1404	63	617	792	41	1.55	1.23	1.23
Houtglop Zuid Low	HZ7	522	498	642	56	391	466	40	1.27		
Houtglop Zuid High	HZ3	619	553	803	58	599	805	40	0.92	1.11	1.53
Houtglop Noord Low	HN7	524	312	441	42						
Houtglop Noord High	HN3	564	457	649	56					1.47	
Wieringen West	WW1	899	377	555	63	266	318	41	1.42		
						$(K7_{bef}/K7_{aft})/[WW1_{bef}/WW1_{aft}]$ =			1.09		
22 Nov.2011 - 21 Aug.2012 versus 10 Mar.2013 - 30 Dec.2014											
Foredune ridge	Z1	50	2236	2450	21	1175	1394	43	1.90		
Kattendel Low	K7	251	1008	1132	21	585	685	43	1.72		
Kattendel High	K3	332	1151	1210	21	723	959	43	1.59	1.14	1.24
Houtglop Zuid Low	HZ7	522	699	783	21	439	555	41	1.59		
Houtglop Zuid High	HZ3	619	897	1088	21	672	924	41	1.33	1.28	1.53
Wieringen West	WW1	899	526	657	21	321	390	41	1.64		
Wieringen East	WO5	1000	455	532	19	317	421	40	1.44		
Klein Olmen	KO1	1200	285	313	21	158	195	42	1.81		
						$(K7_{bef}/K7_{aft})/[WW1_{bef}/WW1_{aft}]$ =			1.05		

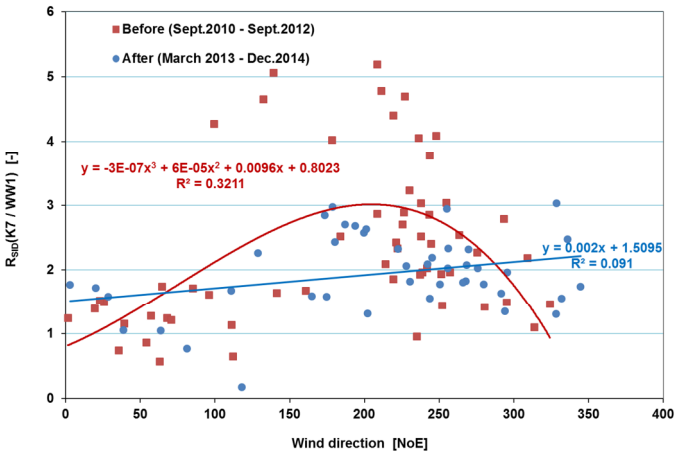
In Fig.5.7 is geplot de verhouding van individuele meetwaarden van Kattendel Onder en Wieringen West, R_{SID}(K7/WW1), als functie van resp. de Cl concentratie in bulk neerslag op Wieringen volgens het windmodel (met windgegevens van IJmuiden), de windsnelheid te IJmuiden en de windrichting te IJmuiden. En dat met onderscheid tussen de metingen vóór en na de ingrepen.
We concluderen het volgende uit Fig.5.7: R_{SID}(K7/WW1) is na de ingrepen gemiddeld gedaald, m.a.w. de depositiegradiënt tussen K7 en WW1 nam af. Dit is normaal wanneer de gemiddelde windsnelheid afneemt (Fig.5.2). De daling was daarbij het grootst bij harde wind (v_{WIND} > 3.5 m/sec) en vond vooral plaats bij zeewind (eigenlijk tussen 64 en 290 N°E).



A



B



C

FIG. 5.7. Verhouding van EC-meetwaarden van Kattendel Onder en Wieringen West, R_{SID}(K7/WW1), vóór en na de ingrepen als functie van: (A) de Cl concentratie in bulk neerslag op Wieringen volgens het windmodel (met windgegevens van IJmuiden), (B) de windsnelheid te IJmuiden en (C) de windrichting te IJmuiden.

Belangrijker is de volgende exercitie, waarbij de zeezoutmetingen voor 8 meetpunten gerelateerd zijn aan de bij hun meetperiode horende Cl-voorspelling volgens het windmodel (Eq.3.1 incl. variabele P). De metingen zijn in 2 categoriën ingedeeld: vóór en na de ingrepen (Fig.5.8-5.9). Alleen metingen over een periode van 14 +/- 1 dag zijn meegenomen in de vergelijking. We zien op alle 8 meetpunten dat de zeezout-meetwaarden (EC) bij vergelijkbare, voorspelde Cl concentraties (volgens het windmodel, dus bij vergelijkbare windcondities) hoger waren vóór dan na de ingrepen.
Dit vormt overtuigend bewijs dat de condities voor zeezoutdepositie na de ingrepen ongunstiger waren dan ervoor. Een verklaring hiervoor kan zijn dat het kerven van de zeereep en het kaalscheren van duin hebben gezorgd voor minder ruwheid van het landoppervlak, waardoor minder zeezout werd afgezet.
Daarbij de kanttekening dat de saliniteit van het kustnabije Noordzeewater wel iets (2%) maar onvoldoende is afgenomen om de zeezoutdaling volledig te verklaren.

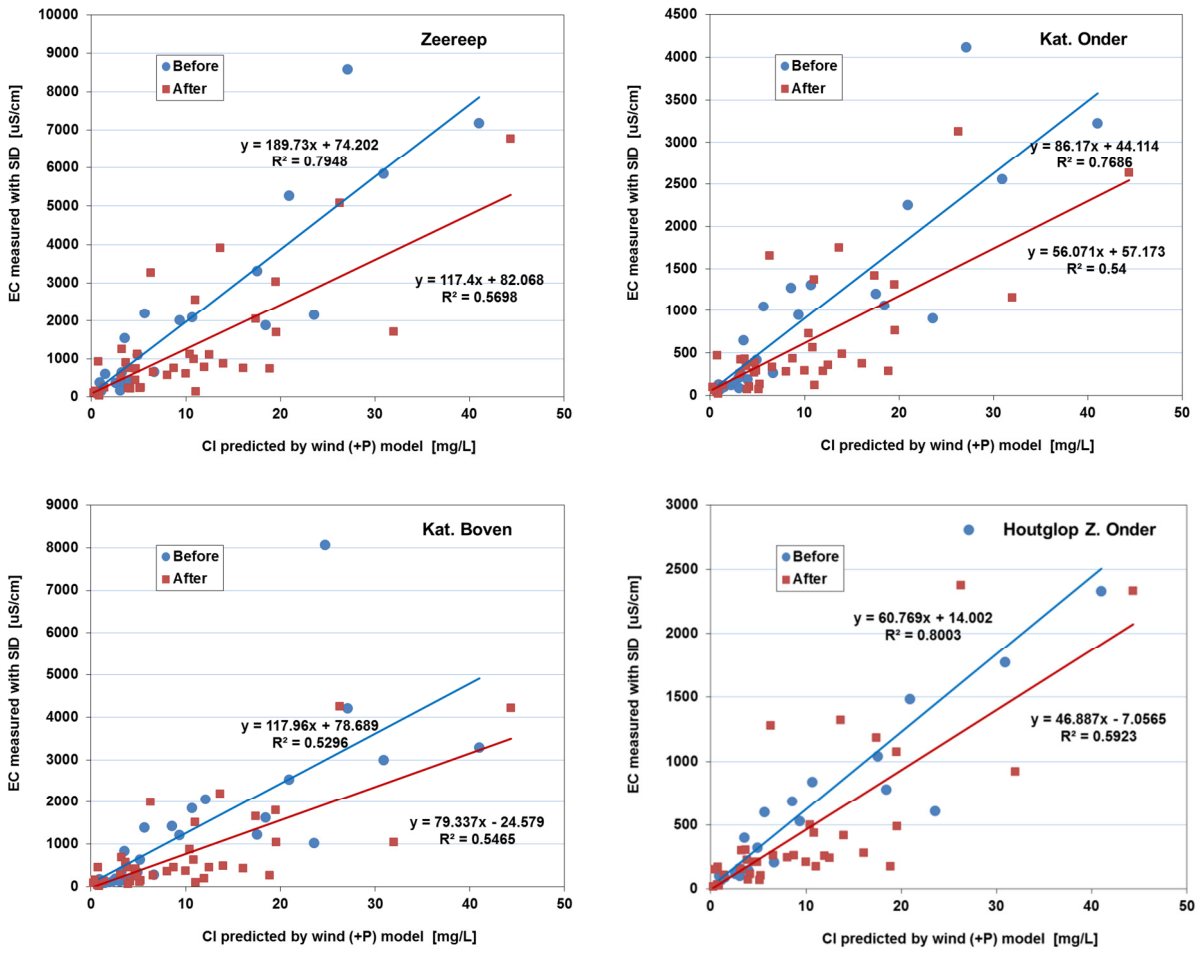


FIG. 5.8. Plot van de EC-meetwaarden van 4 SIDs (zoutvangers Zeereep, Kattendel Onder, Kattendel Boven en Houtglop Zuid Onder), vóór en na de ingrepen als functie van de Cl concentratie in bulk neerslag op Wieringen volgens het windmodel (met windgegevens van IJmuiden en neerslagdata van Overveen). Meetperiode in alle gevallen 14 +/- 1 dag.

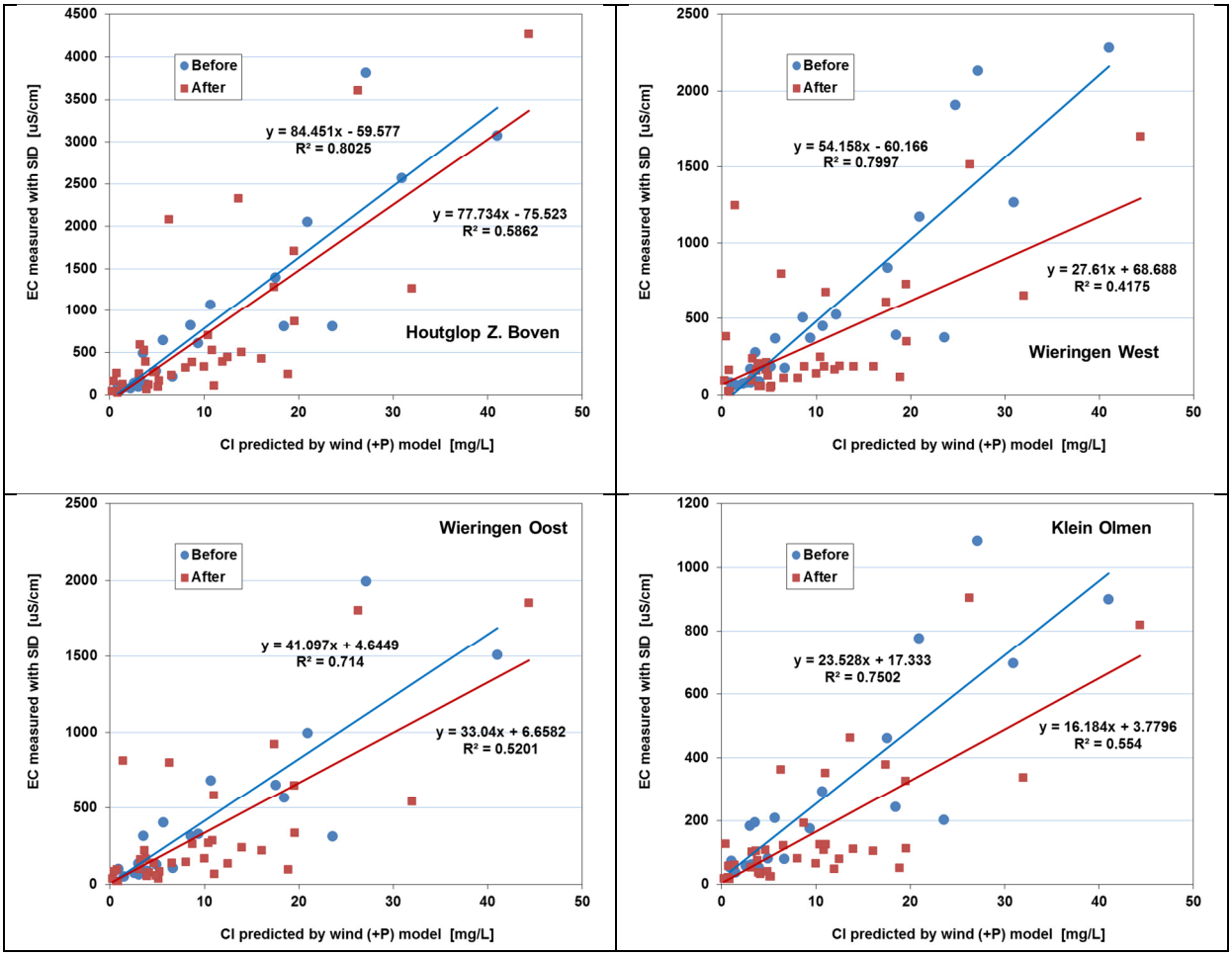


FIG. 5.9. Plot van de EC-meetwaarden van 4 SIDs (zoutvangers Houtglop Zuid Boven, Wieringen West, Wieringen Oost en Klein Olmen), vóór en na de ingrepen als functie van de Cl concentratie in bulk neerslag op Wieringen volgens het windmodel (met windgegevens van IJmuiden en neerslagdata van Overveen). Meetperiode in alle gevallen 14 +/- 1 dag.

6 Resultaten regenwater (en doorval)

De regenwaterkwaliteit in Nationaal Park Zuid-Kennemerland was vóór de start van dit onderzoek in september 2010 nog nooit onderzocht. Wel waren er verschillende regenwaterkwaliteitsmeetnetten operationeel in de omgeving in de periode 1930-2000, vooral in de Amsterdamse Waterleidingduinen, de IJmond regio, rond de stad Haarlem en in de duinen ten noorden van het Noordzeekanaal (Stuyfzand, 1991, 1993; Stuyfzand & Lüers 2000).
In de kuststrook van de provincies Noord en Zuid Holland overleefde slechts 1 collector van het nationale meetnet regenwaterkwaliteit de vele dunningen sinds de jaren 90, namelijk meetstation De Zilk (op ~15 km ten zuiden van Kattendel en 5 km van HWL), waar RIVM een wet-only collector installeerde. Een wet-only collector onderschept echter 20-60% minder zeezout dan een altijd geopende, bulk regenvanger, o.a. afhankelijk van de afstand tot de kustlijn (Ridder et al., 1984; Stuyfzand, 1991; Stuyfzand & Lüers, 2000).

6.1 Het regenklimaat rond Overveen

Belangrijke KNMI-regenstations rond het studiegebied zijn vooral Overveen, Zandvoort, Hoofddorp, Wijk aan Zee, Castricum en De Kooy. Het verloop in jaartotalen van bulk neerslag op KNMI-stations Overveen, Zandvoort en De Kooy in de periode 1971-2014 is weergegeven in Fig.6.1. We zien een redelijk overeenkomend verloop, waarbij Overveen duidelijk de hoogste waarden vertoont. Het gemiddelde voor de periode 1971-2014 voor Overveen (X_{HWL} = 3.5 km) bedroeg 876 mm/jaar, en dat voor Zandvoort (X_{HWL} = 0.36 km) 805 mm/jaar.
Het gemiddelde seizoensverloop in Fig.6.2 etaleert voor Overveen in de periode 1971-2014 een duidelijk maximum in de maanden oktober en november, en een minimum in april. Uit het verloop voor De Kooy gedurende 3 perioden binnen het tijdvak 1906-2010 leiden wij af, dat de minimum neerslag in deze periode verschoven is van februari naar april, en het maximum afwisselend optreedt tussen augustus en november.
Het verloop van jaargemiddelden in Fig.6.1 onthult, dat tijdens de onderzoeksperiode 2010-2014 het jaar 2012 zeer nat was, en de overige jaren redelijk normaal waren.

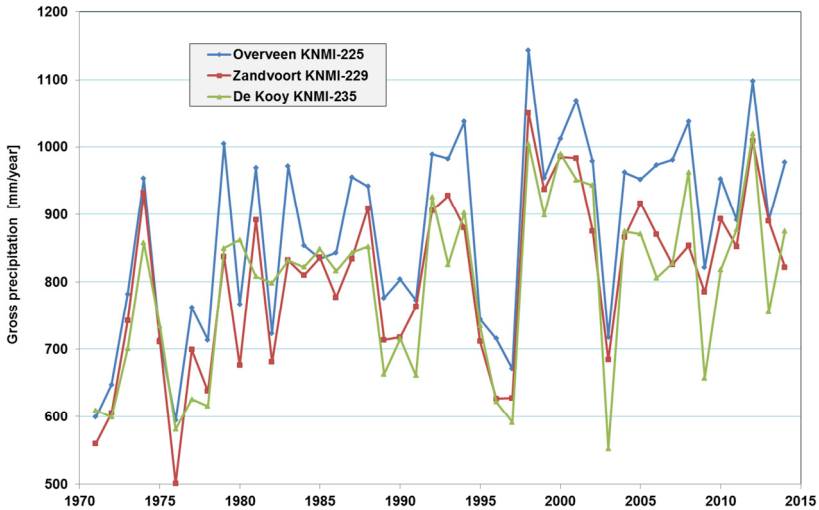


FIG. 6.1. Verloop in jaartotaal van bulk neerslag op KNMI-stations Overveen, Zandvoort en De Kooy in de periode 1971-2014.

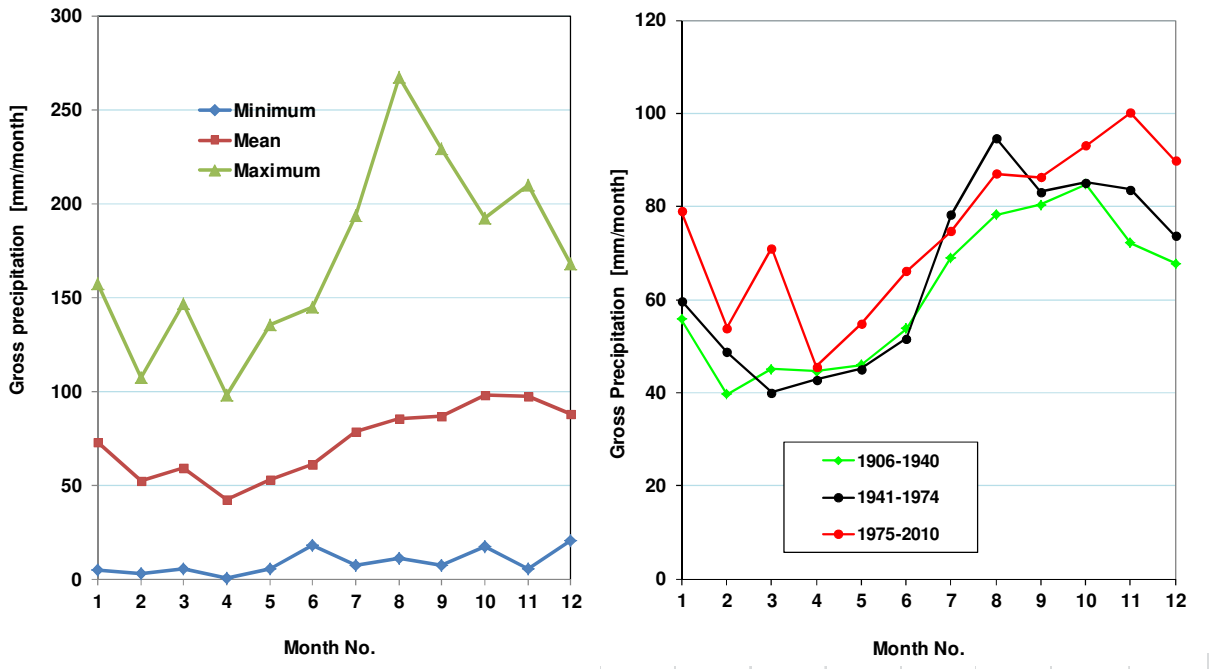


FIG. 6.2. Gemiddelde seizoensfluctuaties in bruto neerslag op KNMI-stations Overveen (links) en Hoofddorp (rechts). Voor Overveen is de periode 1971-2014 beschouwd, voor Hoofddorp 3 perioden binnen het tijdvak 1906-2010.

6.2 Neerslaghoeveelheid in de periode september 2010 tot januari 2015

Het jaartotaal aan bruto neerslag (P) in het studiegebied is goed vergelijkbaar met de meetwaarden op KNMI-kuststations Overveen, Zandvoort, Wijk aan Zee, Castricum en De Kooy in de periode september 2010 - augustus 2012 (Tabel 4.2). Een geringe landinwaartse toename van het jaartotaal van de neerslag kan worden opgemerkt: 826 voor KB1, 880 / 909 voor WB2 / WA, en 919 mm/j voor Overveen. Een dergelijke landinwaartse toename kon vastgesteld worden in 1983-1986 langs een transect nabij Leiduin (~10 km zuidwaarts), met regenvangers in zogenaamde 'Engelse opstelling' (Stuyfzand, 1993). Dit toont aan dat het waarschijnlijk is dat deze 10% landinwaartse toename grotendeels werkelijk is en slechts ten dele beïnvloed wordt door het zogenaamde *wind-effect*. Laatstgenoemde bestaat uit regenvangstverliezen t.g.v. windturbulentie rond de regenvanger. Bulk regenvangers zoals KB1, WB2 en WA, met trechterrand op 1.3-1.4 m+MV, onderscheppen vermoedelijk 8-10% te weinig regenval, terwijl de vangstreductie voor de 0.4 m+MV hoge regenvanger te Overveen mogelijk 6% bedraagt (Van der Hoeven, 2010). De windrichtingselectieve vanger WA vlak naast WB2 etaleerde, na optelling van de 8 windrichtingen, ~3% meer regenval dan WB2. Dit hangt samen met de grotere diameter van de trechter van WA, die vooral tijdens weinig regenval meer invangt.
Korver & de Nijs (2012) stelden vast dat de regenvangst door de kleine VU-collectoren gemiddeld 15% (mediaan 10%; bereik 0-43%) minder was dan die door de KNMI-vangers KB1 en WB2. Oorzaken hiervan zijn waarschijnlijk een verhoogde turbulentie nabij maaiveld en verdampingsverliezen. Dergelijk grote verschillen in vangstpercentage verhinderen dat er sterke conclusies te trekken zijn over potentiële verschillen in regenval als functie van de topografie. Niettemin, zien we dat een hoge windexpositie tot meer regenvalverliezen leidt, en dat een grotere afstand tot zee tot meer regenval leidt.
Variaties in wekelijkse bruto neerslag op station Overveen zijn in Fig.6.3 getoond voor de periode september 2010 – december 2014. Wind uit het ZW brengt duidelijk meer regen dan wind uit het NW tot ZO (Fig.6.4).

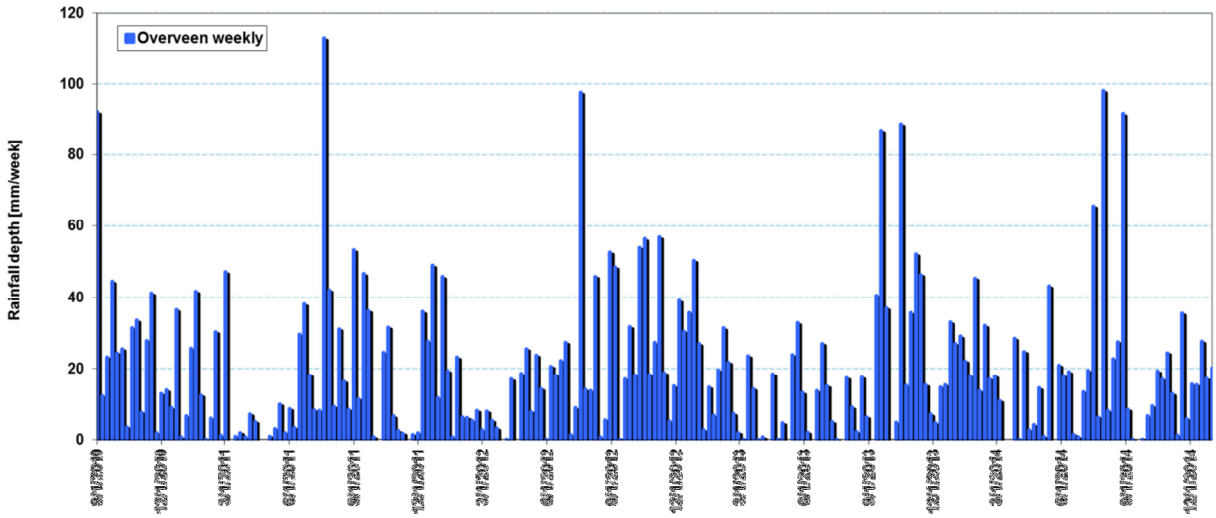


FIG. 6.3. Weektotalen van de bruto neerslag op KNMI station Overveen (#225) in de periode september 2010 – december 2014. Gebaseerd op KNMI data.

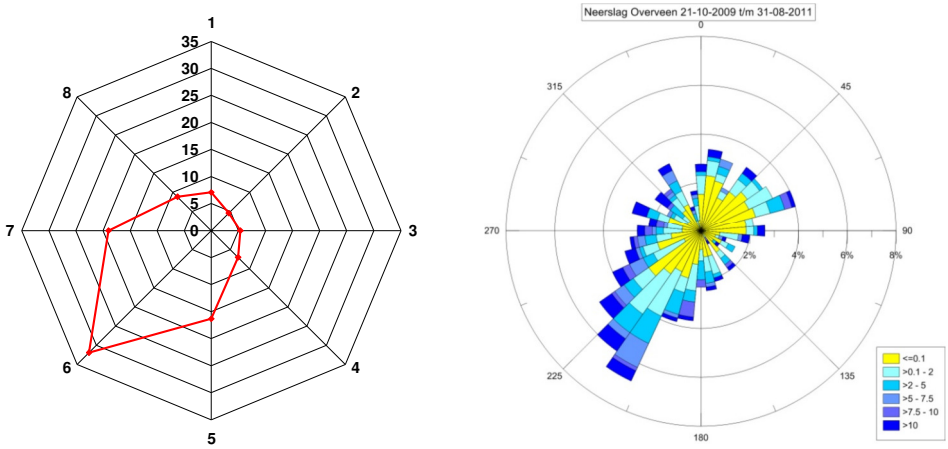


FIG. 6.4. Windrichting afhankelijke hoeveelheid bruto neerslag. Links: Radar plot van de windrichting afhankelijke bijdrage [%] aan het jaartotaal van de bruto neerslag op vanger WA, in de periode 14 september 2011 – 10 september 2012. 1 = Noord, 5 = Zuid. Totaal P = 847 mm. Gebaseerd op data in Tabel 6.5. Rechts: Pluviometrische windroos met indicatie van windsnelheden in m/s (naar: Stuyfzand & Arens 2011).

6.3 Gemiddelde kwaliteit

6.3.1 Bulk neerslag en doorval

De meetresultaten zijn samengevat in Tabel 6.1 (zie ook Tabellen 6.8 en 8.1 voor langjarige gemiddelden). In Tabel 6.1 staat de naar flux gewogen gemiddelde samenstelling van bulk regenval op de 2 permanente collectoren en van doorval onder dennen, voor de periode van 1 september 2010 – 30 mei 2011. Deze data waren vrij van vogelexcrementinvloeden. De doorvaldata hebben betrekking op het gemiddelde van 4 satellietvangers (P1-P4) in een dennenbos op een brede duintop op 1674 m van de HWL (voor locatie zie Fig.2.1).
De regenwater- en doorvalkwaliteit wordt overheerst door zeezout, wat tot expressie komt in een TDS bijdrage van mariene ionen van 74-84% (%TDS_M in Tabel 6.1; voor berekeningswijze zie § 9.2 in Bijlage 3). Chloride draagt duidelijk het meeste bij, gevolgd door Na, SO_4, Mg, K en de spore-elementen B, Br, Li en Sr.

Doorval bedroeg ca. 43% van de bruto neerslag, hetgeen overeenkomt met literatuurwaarden (Stuyfzand & Rambags 2011). Daaruit berekenen we een evapoconcentratie factor van ~1.7 (465 / 276), wat geenszins de ~8 maal hogere concentratie van Cl, de meeste hoofdbestanddelen en enkele spore-elementen verklaart, in vergelijking met bulk regenval in het open veld. Het grote verschil valt toe te schrijven aan de interceptie depositie (extra droge depositie t.o.v. een bulk regenvanger). Enkele ionen (PO_4, K en Mn) ondervinden extra bijdragen door uitloging van dennennaalden, terwijl anderen verliezen vertonen t.g.v. sorptie of neerslagvorming (Ba, Cr, Pb, V, Zn) of opname (NO_3, NH_4). De doorval op meetpunt P2 aan de ZW-rand van het bos was 2-3 maal hoger dan die op de meer bosinwaarts gelegen meetpunten. Dit getuigt van de filterende werking van een bos op aërosolen, die in dit geval vooral vanuit het ZW worden aangevoerd.
Naast zeezout dragen de volgende componenten bij aan de regenwatersamenstelling (Stuyfzand 1991, 1993; Stuyfzand & Lüers 2000): continentaal atmosferisch stof (Ca, HCO_3, SiO_2, Al, Fe, Mn en zeldzame aarden), antropogene luchtverontreinigings-componenten (SO_4, NO_3, NO_2, NH_4, F, diverse zware metalen zoals Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V en Zn, en organische microverontreinigingen) en biologische inputs bestaande uit vogelexcrementen, insecten en bodemstof (PO_4, NH_4, HCO_3, SO_4, K, organische koolstof).
Een belangrijke conclusie is, dat de door zeezout gedomineerde ionen (Cl, Na, K en Mg) inderdaad vrijwel voor 100% stammen van zeezout. Dit blijkt uit het feit dat de zeezoutcorrectie via hetzij Cl of Na ongeveer dezelfde waarden zeer dicht bij nul oplevert, althans voor gemiddeld regenwater. Dit houdt in dat kleine hoeveelheden Cl die als HCl ontsnappen aan zeezoutkernen weer gecompenseerd worden door inputs (terug) vanuit o.a. HCl en Cl_2. Bromide vertoont normaliter, na de zeezoutcorrectie, negatieve waarden, hetgeen aangeeft dat ook enig Br aan de zeezoutkernen ontsnapt zonder restitutie vanuit andere bronnen, of dat Br onderschat wordt met de gebruikte analysetechniek, vooral bij lage Cl en Br concentraties. Positieve waarden na zeezoutcorrectie getuigen van continentale bijdragen vanuit atmosferisch stof, biologische inputs of luchtverontreiniging.

Par.	Unit	Precipitation		Th.
		KB1	WB2	P1-P4
n		21	21	79
X-HWL	m	215	707	1674
Prec	mm/perio	449	465	276
EC-20	uS/cm	83	52	425
pH	lab	4.36	4.55	4.99
Cl	mg/L	22.0	13.0	108.5
SO4	mg/L	4.8	3.4	24.7
HCO3	mg/L	4	3	8
NO3	mg NO3/l	2.9	2.6	10.0
NO2	mg NO2/l	0.02	0.02	0.14
PO4-t	mg PO4/l	0.02	0.02	0.28
F	mg/L	0.016	0.016	0.071
Na	mg/L	12.5	7.4	58.7
K	mg/L	0.51	0.31	6.54
Ca	mg/L	1.3	0.9	7.6
Mg	mg/L	1.5	0.9	7.2
Fe	mg/L	0.007	0.007	0.042
Mn	mg/L	0.006	0.005	0.084
NH4	mg NH4/l	0.62	0.64	2.35
SiO2	mg SiO2/l	0.07	0.06	0.28
Cl#	mg/L	-0.4	-0.2	3.0
SO4#	mg/L	1.6	1.4	9.5
Na#	mg/L	0.00	0.00	-1.65
K#	mg/L	0.05	0.04	4.30
Ca#	mg/L	0.8	0.6	5.3
Mg#	mg/L	-0.04	-0.01	0.00
$\%TDS_O$	%	1.3	2.1	1.1
$\%TDS_A$	%	8.3	12.3	8.4
$\%TDS_M$	%	79.8	73.4	83.9
$\%TDS_C$	%	10.5	12.2	6.6

Par.	Unit	Lit. #	Precipitation		Th.
			KB1	WB2	P1-P4
Ag	ug/L	<0.05	0.15	0.24	0.19
Al	ug/L	99	8	8	47
As	ug/L	<0.8	0.9	0.9	0.9
B	ug/L	<5	5	4	32
Ba	ug/L	3	2	2	6
Be	ug/L	<0.02	0.009	0.010	0.009
Br	ug/L	3.4 Cl	60	35	286
Cd	ug/L	0.11	0.08	0.08	0.21
Co	ug/L	<0.9	0.4	0.4	0.9
Cr	ug/L	0.7	0.2	0.2	0.3
Cu	ug/L	3.2	1.4	1.6	4.9
Eu	ug/L	0.02	0.14	0.13	0.13
Ho	ug/L		0.09	0.09	0.09
La	ug/L	<0.5	0.22	0.19	0.20
Li	ug/L	<0.6	0.30	0.16	1.6
Mo	ug/L	<0.8	0.15	0.13	0.62
Ni	ug/L	0.6	0.3	0.3	0.7
Pb	ug/L	10.4	1.2	1.1	3.6
Sc	ug/L	0.04	0.03	0.03	0.03
Sr	ug/L	7	14	9	51
Tl	ug/L		1.4	1.4	1.5
V	ug/L	2	1.0	1.1	1.1
Yb	ug/L		0.07	0.06	0.07
Zn	ug/L	15	6.9	6.4	23.5
B#	ug/L		0.2	0.9	6.9
Br#	ug/L		-15	-9	-83
F#	ug/L		13	15	64
Li#	ug/L		0.15	0.12	0.63
Sr#	ug/L		3.9	2.9	6.3
Cl/Br	(mg/L)		365	367	380

TABEL 6.1. Overzicht van naar flux gewogen gemiddelde samenstelling van bulk regenval op de locaties Kattendel en Wieringen, en van doorval (Th) onder een dennenbos, in de periode 1 september 2010 - 30 mei 2011. Bruingeel gekleurde cellen = hoogste waarde.
$\%TDS_{O, A, M, C}$ = bijdrage aan TDS (Total Dissolved Solids) door resp. Organisch materiaal (O), Antropogene verontreiniging (A), Mariene componenten (M) en Continentale bestanddelen (C).
X# = X gecorrigeerd voor bijdrage door zeezout (Cl via Na, andere parameters via Na als regenwater en via Cl als doorval).
Lit# = Literatuurwaarden zoals vermeld door Stuyfzand (1993 p.171), grotendeels voor De Kooij medio jaren 80. Alleen de Ag-concentraties van nu lijken door analytische ruis te hoog. Andere afwijkingen zijn reëel en bevestigen juistheid (grootteorde) van de analyseresultaten.

De gemiddelde continentale bijdrage varieerde sterk van plaats tot plaats, namelijk van 7 tot 40% maar doorgaans binnen 7-14%. $CaCO_3$ oplossing droeg daaraan het meeste bij, vooral waar kalkrijk zand of stof door eolische processen wordt voortbewogen, dus nabij stuifplekken zoals op en nabij de zeereep, de kerven en kaalgeschoren paraboolduin. De laag geplaatste satellietvangers zijn logischerwijze meer hieraan blootgesteld. Kalkhoudend zand of stof lost vervolgens tijdens de 7-14 dagen standtijd van de regenvanger op in het zure regenwater.
De gemiddelde bijdrage van antropogene luchtverontreiniging bedroeg 7-18%. Dit is laag ten opzichte van de aanzienlijk zwaarder belaste jaren 70. H, NO_2, F en zware metalen speelden een verwaarloosbare rol in genoemde bijdrage.

6.3.2 Vogelexcrementen

Atmosferische inputs via vogelexcrementen (bird droppings) kunnen zeer significant zijn, vooral nabij meeuwenkolonies. Vogelexcrementen verdund met regenwater leiden tot abnormaal hoge concentraties PO_4, NH_4, K, SO_4 en HCO_3, alsmede ook maar in mindere mate tot verhogingen van Na en Cl (Tabel 6.6). Een enkele treffer kan de regenwaterchemie dus volledig verstoren, met als consequentie dat een beïnvloed regenwatermonster hetzij hiervoor gecorrigeerd wordt zoals aangegeven in § 3.6 van Bijlage 2, hetzij verwijderd wordt uit de database. De correctiemethode pretendeert niet perfect te zijn (onmogelijk zonder dieetinformatie), maar komt dicht in de buurt van de samenstelling van regenwater in de omgeving waar geen sprake was van treffers (Stuyfzand & Arens 2011).
De satellietregenvangers hadden geen vogelafweer en werden daardoor het vaakst getroffen. Ongeveer de helft werd getroffen, vooral tijdens het voorjaar en met de sterkste effecten bij geringe regenval (dan weinig verdunning).
De totale biologische bijdrage aan de regenwatersamenstelling door vogelexcrementen (en andere biologische bronnen; $\%TDS_{BDC}$) wordt als volgt geschat:

$$\%TDS_B = 100\ \Sigma\ (X_{MEAS} - X_{BDC})\ /\ TDS_P \qquad (6.1)$$

waarin: X_{MEAS}, X_{BDC} = concentratie van X zoals gemeten in monster en na correctie voor bird dropping(s) [mg/L]; TDS_P = Total dissolved solids in bulk neerslag [mg/L].

In de data uit de eerste periode met 20 satellietvangers en 2 permanente bulk collectoren (september 2010 – mei 2011) vertonen 15 vangers een $\%TDS_{BDC}$ <5%, en 7 een $\%TDS_{BDC}$ >10%, waarbij collector HN4 in Houtglop (Fig.2.1) de kroon spande met 59% (Tabel 6.6).

6.3.3 Correlatiematrix en correlatiescore plot voor neerslag op WB2

Een Pearson, lineaire correlatiematrix is berekend (met HGC 2.2) voor alle monsters van het meetpunt WB2 in de periode sept.2010 t/m dec.2014. De resultaten zijn getoond in Tabel 6.2. Fig.6.5 toont met hoeveel parameters elke parameter correleert binnen een bepaalde klasse van correlatiecoëfficiënt R (boven 0,5 of onder -0,5). In Fig.6.5 zijn de parameters naar links opklimmend gesorteerd op hun correlatiescore CS:

$$CS = n^2_{0.9} + n_{0.7} + \sqrt{n_{0.5}} \qquad (6.2)$$

Waarin: $n_{0.9}$ = aantal met R>0.9 en R<-0.9; $n_{0.7}$ = aantal met R=0.7 tot 0.9 en R=-0.9 tot -0.7; $n_{0.5}$ = aantal met R=0.5 tot 0.7 en R=-0.7 tot -0.5.

De correlatiematrix in Tabel 6.2 en de correlatiescore plot in Fig.6.5 tonen de volgende clustering van parameters (-X houdt een negatieve correlatie in, X een positieve), in volgorde van afnemende correlatiescore:

TABEL 6.2. Pearson lineaire correlatiematrix gebaseerd op alle monsters van het meetpunt WB2 in de periode sept.2010 t/m dec.2014 (n = 112). Cellen met correlatiecoëfficiënten (R) zijn als volgt gekleurd: donker groen = 0.50-0.70; geel = 0.70-0.90; oranje = 0.90-1.00; licht blauw = -0.50 tot -0.80; donker blauw = <-0.80.

Parameter	Prec	EC	pH	Cl	SO4	HCO3	NO3	PO4	F	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	NH4	SiO2	Ag	Al	As	B	Ba	Be	Br	Cd	Co	Cr
Prec	1.00																										
EC	-0.17	1.00																									
pH	-0.21	0.00	1.00																								
Cl	-0.08	0.86	-0.08	1.00																							
SO4	-0.38	0.72	0.28	0.54	1.00																						
HCO3	-0.04	0.31	0.51	0.08	0.27	1.00																					
NO3	-0.40	0.32	0.31	0.02	0.73	0.27	1.00																				
PO4	0.06	0.18	0.20	0.11	0.28	0.43	0.29	1.00																			
F	-0.16	0.08	0.24	0.01	0.37	0.07	0.24	0.08	1.00																		
Na	-0.09	0.87	-0.07	0.99	0.57	0.06	0.05	0.09	0.01	1.00																	
K	-0.19	0.83	-0.02	0.92	0.62	0.04	0.12	0.07	0.08	0.94	1.00																
Ca	-0.37	0.55	0.46	0.30	0.89	0.40	0.72	0.28	0.40	0.34	0.41	1.00															
Mg	-0.11	0.86	-0.07	0.99	0.58	0.05	0.05	0.09	0.02	0.99	0.95	0.34	1.00														
Fe	-0.24	0.01	-0.06	-0.08	0.22	0.05	0.22	0.17	0.21	-0.07	0.00	0.20	-0.06	1.00													
Mn	-0.30	0.10	-0.08	0.04	0.29	0.11	0.19	0.02	0.17	0.06	0.09	0.24	0.07	0.36	1.00												
NH4	-0.35	-0.14	0.41	-0.27	0.15	0.24	0.65	0.11	0.05	-0.24	-0.03	0.14	-0.22	0.17	-0.03	1.00											
SiO2	-0.40	0.29	0.41	0.00	0.74	0.31	0.85	0.32	0.37	0.03	0.11	0.82	0.04	0.37	0.33	0.25	1.00										
Ag	-0.15	0.06	0.15	-0.02	0.32	-0.07	0.09	0.01	0.44	0.00	0.03	0.40	0.00	0.28	0.30	-0.06	0.29	1.00									
Al	-0.26	0.13	-0.05	-0.01	0.39	0.06	0.29	0.03	0.34	0.03	0.13	0.38	0.05	0.76	0.61	0.15	0.47	0.49	1.00								
As	0.08	-0.05	0.17	-0.02	-0.04	0.00	-0.05	0.04	-0.08	-0.01	0.02	-0.01	0.00	-0.01	-0.16	0.13	-0.07	-0.08	-0.11	1.00							
B	0.08	0.06	0.00	0.07	0.04	-0.11	0.02	-0.09	0.25	0.07	0.05	0.07	0.07	0.08	-0.02	-0.08	0.06	0.09	0.06	0.05	1.00						
Ba	-0.38	0.41	0.10	0.24	0.69	0.13	0.63	0.28	0.17	0.29	0.38	0.66	0.30	0.20	0.31	0.13	0.67	0.03	0.34	-0.09	-0.09	1.00					
Be	0.03	0.14	-0.06	0.09	0.09	0.03	0.02	0.07	-0.09	0.10	0.12	0.08	0.09	0.02	-0.04	0.12	0.08	0.03	-0.03	0.14	-0.04	0.04	1.00				
Br	0.04	0.73	-0.04	0.89	0.42	0.09	-0.04	0.19	-0.06	0.86	0.76	0.23	0.86	-0.09	-0.10	-0.23	-0.03	0.00	-0.10	0.00	0.08	0.12	0.14	1.00			
Cd	0.09	0.03	0.00	-0.08	0.15	-0.11	0.02	0.05	0.17	-0.02	0.03	0.23	-0.04	0.08	0.23	-0.16	0.21	0.31	0.26	-0.04	0.00	0.21	-0.02	-0.13	1.00		
Co	-0.08	-0.08	0.18	-0.13	0.04	-0.05	0.13	-0.06	0.00	-0.11	-0.09	0.08	-0.11	-0.13	0.03	0.01	0.11	-0.09	-0.11	-0.05	-0.09	0.18	0.09	-0.12	-0.06	1.00	
Cr	0.20	0.05	-0.16	-0.04	-0.05	-0.07	-0.02	-0.03	-0.05	0.02	-0.03	-0.04	-0.05	0.01	0.00	0.08	-0.02	-0.01	0.07	-0.08	-0.02	0.06	-0.04	-0.03	0.59	-0.09	1.00
Cu	-0.26	0.15	0.29	-0.02	0.36	0.27	0.54	0.44	0.12	-0.01	-0.01	0.44	-0.02	0.16	0.05	0.34	0.56	0.07	0.13	-0.07	-0.05	0.45	0.00	-0.02	0.07	0.02	0.00
Eu	-0.09	0.04	-0.13	0.00	-0.01	-0.06	-0.02	-0.14	-0.03	0.02	0.00	-0.02	0.02	0.12	0.07	-0.22	-0.02	0.09	0.19	0.14	0.02	-0.02	-0.05	-0.11	-0.05	0.11	-0.06
Li	-0.23	0.36	0.16	0.26	0.54	0.13	0.13	-0.04	0.48	0.30	0.33	0.57	0.30	0.19	0.24	-0.17	0.34	0.64	0.39	0.08	0.05	0.18	0.11	0.21	0.42	-0.13	0.03
Mo	-0.21	0.51	0.23	0.44	0.59	0.23	0.34	0.12	0.23	0.47	0.49	0.61	0.44	-0.03	0.18	0.03	0.35	0.14	0.10	0.05	0.10	0.27	0.10	0.31	0.19	0.01	-0.01
Ni	-0.09	0.01	0.07	-0.04	0.13	-0.02	0.15	0.19	0.02	-0.02	0.05	0.11	0.00	0.02	0.06	0.09	0.13	0.04	0.01	0.31	-0.09	0.23	0.26	-0.10	0.08	0.19	-0.11
Pb	-0.10	0.00	0.01	-0.06	0.30	-0.07	0.04	0.02	0.51	-0.04	0.03	0.39	-0.02	0.31	0.27	-0.09	0.26	0.63	0.51	0.06	0.05	0.17	0.07	-0.07	0.30	-0.05	-0.03
Sc	-0.07	0.00	0.12	-0.03	0.08	0.01	0.12	-0.01	0.00	0.00	0.01	0.12	-0.02	-0.09	-0.02	0.19	0.11	0.06	-0.04	-0.04	-0.07	0.10	0.00	-0.02	-0.04	0.04	0.08
Sr	-0.29	0.84	0.19	0.80	0.79	0.28	0.42	0.26	0.14	0.83	0.85	0.70	0.83	0.06	0.11	-0.01	0.42	0.07	0.21	0.00	0.04	0.50	0.07	0.68	-0.01	-0.05	-0.07
Tl	0.12	-0.04	0.05	-0.01	-0.05	-0.03	0.01	0.06	0.02	-0.02	-0.04	-0.06	-0.03	-0.04	-0.06	0.25	-0.05	0.01	-0.04	0.04	-0.02	-0.09	0.13	0.03	-0.17	0.03	-0.12
V	-0.34	0.26	0.30	0.04	0.65	0.29	0.78	0.31	0.23	0.05	0.05	0.63	0.04	0.28	0.30	0.23	0.81	0.15	0.29	-0.14	0.02	0.51	0.04	0.00	-0.01	0.17	-0.04
Yb	0.13	0.04	-0.06	0.06	-0.06	0.10	-0.14	0.06	0.07	0.07	0.02	-0.11	0.06	0.03	0.06	-0.02	-0.12	-0.04	0.09	-0.25	-0.16	-0.01	-0.11	0.01	0.06	0.20	0.10
Zn	0.09	0.11	-0.10	-0.01	0.10	-0.04	0.08	0.05	0.02	0.06	0.04	0.11	0.00	0.07	0.14	0.11	0.12	0.09	0.18	-0.09	-0.05	0.23	-0.01	-0.03	0.67	-0.04	0.95
BEX	-0.21	-0.08	0.09	-0.05	0.13	-0.12	0.09	-0.07	0.10	-0.07	0.14	0.06	0.04	0.11	0.08	0.31	0.13	0.01	0.18	0.10	0.01	0.14	-0.01	-0.06	-0.10	0.05	-0.55
SO4#	-0.41	0.30	0.39	0.00	0.84	0.31	0.86	0.28	0.45	0.03	0.14	0.86	0.05	0.31	0.31	0.50	0.89	0.39	0.46	-0.04	0.01	0.68	0.05	-0.06	0.19	0.13	-0.08
K#	-0.31	0.11	0.14	0.06	0.30	-0.03	0.21	-0.03	0.21	0.10	0.43	0.29	0.14	0.19	0.11	0.39	0.24	0.09	0.30	0.07	-0.05	0.34	0.09	-0.07	0.15	0.03	-0.13
Ca#	-0.37	0.42	0.49	0.14	0.83	0.42	0.74	0.27	0.42	0.19	0.27	0.99	0.19	0.22	0.24	0.21	0.85	0.42	0.39	-0.01	0.06	0.65	0.07	0.09	0.24	0.10	-0.04
Mg#	-0.14	-0.13	0.06	-0.07	0.05	-0.13	0.04	-0.07	0.06	-0.12	0.03	-0.02	0.00	0.06	0.06	0.22	0.08	-0.02	0.11	0.10	0.03	0.05	-0.04	-0.05	-0.17	0.05	-0.60
B#	0.10	-0.19	0.05	-0.23	-0.12	-0.09	0.01	-0.12	0.25	-0.23	-0.23	-0.01	-0.22	0.09	-0.04	-0.02	0.06	0.09	0.05	0.06	0.96	-0.18	-0.06	-0.17	0.00	-0.06	-0.03
Br#	0.26	-0.44	0.08	-0.40	-0.39	0.02	-0.18	0.15	-0.13	-0.46	-0.53	-0.27	-0.45	-0.03	-0.29	0.10	-0.12	0.01	-0.24	0.01	0.02	-0.35	0.05	0.05	-0.19	0.01	-0.10
F#	-0.16	0.06	0.24	-0.01	0.36	0.07	0.24	0.08	1.00	-0.01	0.06	0.40	0.00	0.21	0.17	0.05	0.37	0.44	0.34	-0.08	0.25	0.16	-0.09	-0.08	0.17	0.00	-0.05
Li#	-0.21	0.02	0.22	-0.12	0.35	0.13	0.13	-0.08	0.50	-0.08	-0.04	0.49	-0.09	0.23	0.21	-0.05	0.36	0.66	0.40	0.08	0.03	0.02	0.08	-0.12	0.44	-0.08	0.01
Mo#	-0.21	0.50	0.23	0.43	0.58	0.23	0.35	0.12	0.23	0.45	0.48	0.60	0.43	-0.03	0.18	0.04	0.35	0.14	0.10	0.05	0.10	0.27	0.10	0.30	0.19	0.01	-0.01
Sr#	-0.39	0.36	0.42	0.15	0.66	0.41	0.68	0.34	0.23	0.19	0.30	0.80	0.19	0.20	0.11	0.28	0.70	0.12	0.33	0.01	-0.03	0.53	0.00	0.09	0.02	0.05	-0.14
TIC	0.14	0.16	-0.56	0.04	-0.06	0.05	-0.08	-0.07	-0.14	0.05	-0.01	-0.13	0.01	0.20	0.13	-0.13	-0.10	0.04	0.29	-0.20	-0.10	-0.04	-0.04	-0.04	0.14	-0.21	0.35
Cl/Br	0.03	0.00	-0.08	0.05	-0.02	-0.12	-0.05	-0.16	0.44	0.05	0.07	-0.08	0.05	-0.06	0.06	-0.18	-0.08	-0.02	0.04	-0.08	0.12	-0.01	-0.15	-0.24	0.03	0.03	-0.04
Ca/Sr	-0.32	-0.13	0.47	-0.38	0.34	0.25	0.43	0.11	0.33	-0.36	-0.27	0.55	-0.36	0.15	0.23	0.40	0.55	0.48	0.23	-0.03	-0.01	0.22	0.04	-0.30	0.32	0.14	0.03
TDS	-0.23	0.92	0.19	0.88	0.79	0.46	0.40	0.27	0.13	0.89	0.86	0.63	0.88	0.03	0.15	-0.04	0.38	0.05	0.14	-0.03	0.04	0.47	0.10	0.75	-0.03	-0.05	-0.05

Parameter	Cu	Eu	Li	Mo	Ni	Pb	Sc	Sr	Tl	V	Yb	Zn	BEX	SO4#	K#	Ca#	Mg#	B#	Br#	F#	Li#	Mo#	Sr#	TIC	Cl/Br	Ca/Sr	TDS
Cu	1.00																										
Eu	-0.11	1.00																									
Li	0.06	0.02	1.00																								
Mo	0.11	0.02	0.45	1.00																							
Ni	0.03	0.08	0.03	0.09	1.00																						
Pb	0.08	0.20	0.49	0.13	0.05	1.00																					
Sc	-0.04	-0.03	0.10	0.09	-0.19	-0.06	1.00																				
Sr	0.27	0.00	0.40	0.58	0.02	0.09	0.06	1.00																			
Tl	-0.02	-0.13	-0.10	0.01	0.02	-0.03	0.12	-0.02	1.00																		
V	0.56	0.02	0.19	0.25	0.06	0.15	0.09	0.32	-0.04	1.00																	
Yb	-0.03	0.08	-0.12	-0.05	-0.02	0.03	-0.06	-0.07	0.03	0.00	1.00																
Zn	0.10	-0.02	0.35	0.07	0.00	0.07	0.07	0.02	-0.15	0.05	0.10	1.00															
BEX	-0.04	-0.08	0.02	-0.16	0.20	0.14	-0.15	0.03	-0.06	-0.06	-0.14	-0.45	1.00														
SO4#	0.44	-0.03	0.45	0.41	0.17	0.39	0.09	0.41	-0.04	0.76	-0.12	0.08	0.21	1.00													
K#	0.02	-0.07	0.16	0.19	0.20	0.19	0.01	0.29	-0.05	0.00	-0.12	-0.03	0.61	0.30	1.00												
Ca#	0.46	-0.02	0.54	0.55	0.11	0.42	0.12	0.59	-0.06	0.65	-0.13	0.11	0.08	0.89	0.28	1.00											
Mg#	-0.06	-0.07	-0.04	-0.25	0.17	0.10	-0.18	-0.05	-0.06	-0.06	-0.12	-0.52	0.97	0.14	0.39	0.00	1.00										
B#	-0.04	0.03	-0.03	-0.04	-0.09	0.07	-0.07	-0.21	0.00	0.00	-0.16	-0.07	0.01	0.00	-0.07	0.03	0.03	1.00									
Br#	-0.01	-0.25	-0.22	-0.37	-0.15	-0.05	-0.04	-0.46	0.09	-0.10	-0.12	-0.16	0.04	-0.17	-0.32	-0.21	0.15	0.14	1.00								
F#	0.12	-0.03	0.47	0.22	0.02	0.51	0.00	0.12	0.02	0.23	0.06	0.02	0.11	0.45	0.21	0.41	0.06	0.25	-0.12	1.00							
Li#	0.08	0.01	0.93	0.30	0.02	0.53	0.12	0.09	-0.08	0.19	-0.17	0.30	0.01	0.47	0.13	0.52	-0.04	0.06	-0.06	0.50	1.00						
Mo#	0.11	0.02	0.45	1.00	0.09	0.14	0.10	0.57	0.01	0.26	-0.05	0.07	-0.16	0.41	0.19	0.56	-0.25	-0.03	-0.37	0.22	0.31	1.00					
Sr#	0.50	-0.03	0.29	0.42	0.07	0.21	0.10	0.70	0.00	0.49	-0.22	-0.04	0.16	0.68	0.38	0.80	0.06	-0.05	-0.22	0.23	0.27	0.42	1.00				
TIC	-0.09	0.18	0.01	-0.09	-0.13	0.15	-0.04	-0.05	-0.12	-0.01	0.17	0.30	-0.28	-0.11	-0.13	-0.15	-0.29	-0.11	-0.14	-0.14	-0.05	-0.09	-0.14	1.00			
Cl/Br	-0.11	0.13	0.04	0.00	0.02	-0.05	-0.12	-0.01	0.05	-0.08	0.12	-0.05	0.05	-0.06	0.08	-0.09	0.03	0.10	-0.52	0.44	0.01	0.00	-0.08	-0.03	1.00		
Ca/Sr	0.29	-0.13	0.38	0.24	0.09	0.39	0.13	-0.10	-0.03	0.44	-0.09	0.15	0.11	0.65	0.18	0.64	0.07	0.10	0.20	0.33	0.55	0.25	0.30	-0.20	-0.22	1.00	
TDS	0.21	-0.02	0.36	0.58	0.01	0.00	0.03	0.92	-0.02	0.35	0.04	0.03	-0.04	0.37	0.16	0.50	-0.10	-0.22	-0.43	0.11	0.03	0.57	0.49	0.01	0.00	-0.10	1.00

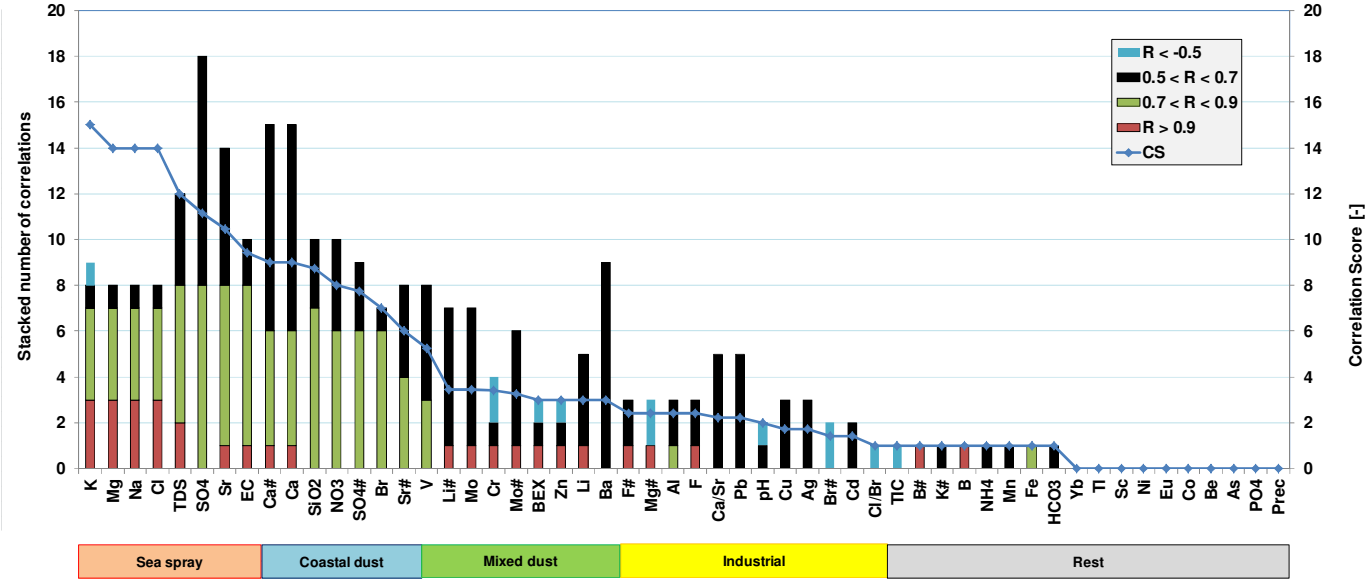


FIG. 6.5. Correlatiescore plot van parameters en het gestapelde aantal correlaties (>0.5 of <-0.5) van elk met alle andere parameters, behorende bij de correlatiematrix in Tabel 6.2.
De parameters zijn gerangschikt van hoogste naar laagste correlatiescore CS (zie Eq.6.2 en tekst). De indeling in 5 hoofdclusters op basis van het gestapelde aantal correlaties en CS is door enkele misplaatsingen niet perfect maar wel zeer indicatief.

(1) **zeezout.** Dit cluster domineert over alle andere, en bestaat uit EC, TDS, Cl, Na, K, Mg, SO_4 en Br. Br staat in de onderbalk van Fig.6.5 ten onrechte in het cluster kuststof, getuige de slechte correlaties met Ca en SiO_2 en goede met o.a. Cl (Tabel 6.2);
(2) **kuststof.** Het betreft met name kalk- en silicaatdeeltjes die oplossen in regenwater en sterke zuren aantrekken: Ca, SiO_2, Ca#, Sr#, SO_4# en NO_3. De zeezoutcorrectie van Ca en Sr maakt deze parameters (resp. Ca# en Sr#) tot sterke indicatoren. Minder logisch is dat NO_3 en SO4# tot dit cluster behoren, omdat zij gevoelsmatig beter thuishoren bij het cluster Industrieel. Toch zijn zij hier wel goed geparkeerd, dankzij goede correlaties met o.a. Ca en SiO_2. Blijkbaar vallen hun concentratievariaties, niet de achtergrondniveaus, beter samen met variaties in kuststofdepositie. Er zijn logischerwijze ook zwakke positieve relaties met pH en HCO_3 (elders geparkeerd), echter met $-0.5 < R < 0.5$;
(3) **gemengd stof.** Dit cluster bestaat uit componenten van zowel kuststof als industrieel stof of parameters die hiermee verbonden zijn: V, Ca/Sr, Li#, Mo, Cr, Mo#, BEX, Zn, Li en Ba;
(4) **industrieel.** Het betreft voornamelijk industriële of antropogene bestanddelen of parameters die hiermee verbonden zijn, te weten: F, F#, -Mg#, Al, Pb, Fe, H (-pH), Cu, Ag, -Br#, Cd en -Cl/Br;
(5) **restgroep,** waarin van alles en nog wat zonder duidelijke samenhang. Zwakke maar significante (R = -0.30 tot -0.41) correlaties zijn gevonden voor SO_4, NO_3, Ca, Ca#, K#, Mn, SiO_2, Ba, Sr#, V en Ca/Sr met de hoeveelheid neerslag (Prec). De R-waarden zijn relatief laag t.g.v. niet-lineariteit van hun verband (→ § 6.6).

Bovenstaande clusters kunnen met een specifieke clusteranalyse geverifieerd en geëvalueerd te worden, maar zijn plausibel genoeg om zonder die bewerking te presenteren. Vooral de clusters zeezout en kuststof komen automatisch goed naar voren in de correlatiescore plot, die HGC volautomatisch produceert.

6.4 Ruimtelijke variaties

Ruimtelijke variaties in regenwatersamenstelling zijn vooral gerelateerd aan verschillen in afstand tot de kust, windexpositie en afstand tot lokale emissiecentra zoals de IJmond.

6.4.1 Invloed van industrieën in de IJmond

IJzer & Obdam (2013) en Zonneveld (2014) bestudeerden de invloed van industrieën in de IJmond, waarbij Tata Steel natuurlijk een hoofdrol speelt. In de periode 18 feb. t/m 4 juni 2013 zijn daartoe 15 satelliet-regenvangers 6 maal bemonsterd in het duingebied ongeveer tussen Wijk aan Zee en Bloemendaal aan Zee, en geanalyseerd op anionen, pH en EC. De resultaten van SO_4#, F en NO_3 zijn het meest relevant en weergegeven in Fig.6.6. Het grootschaligere Cl en SO_4# patroon in 1975 staat in Fig.6.7, ter vergelijking met vroeger en met het grotere verband.
Uit Fig.6.6 volgt dat de SO_4# en F concentraties verhoogd zijn in de omgeving van Wijk aan Zee / Tata Steel, met resp. ca. 2 mg SO_4#/L en 20-40 µg F/L. In 1975 waren de emissies in de IJmond aanzienlijk hoger, met als resultaat verhogingen van SO_4# met ca. 5 mg/L (Fig.6.7) en van F met ca. 250 µg/L (data in Stuyfzand 1991)! Voor NO_3 kan geen duidelijke verhoging worden afgeleid (net als in 1975; data in Stuyfzand 1991).

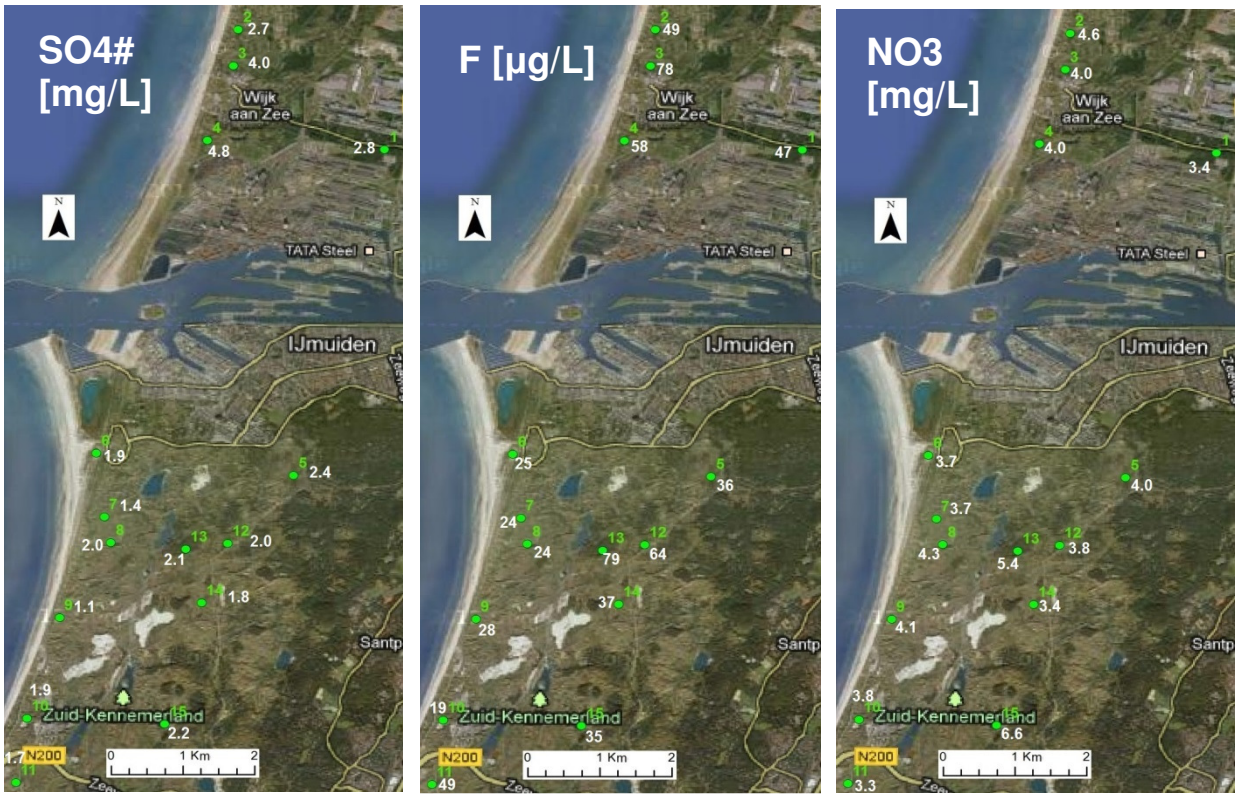


FIG. 6.6. Ruimtelijk beeld van de gewogen gemiddelde concentraties SO_4# (SO_4 gecorrigeerd voor zeezoutbijdrage), F en NO_3 in bulk regenwater in de periode 18 feb. t/m 4 juni 2013 (n=6) in het duingebied ongeveer tussen Wijk aan Zee en Bloemendaal aan Zee.
Groen getal = regencollector nummer; wit getal = concentratie.

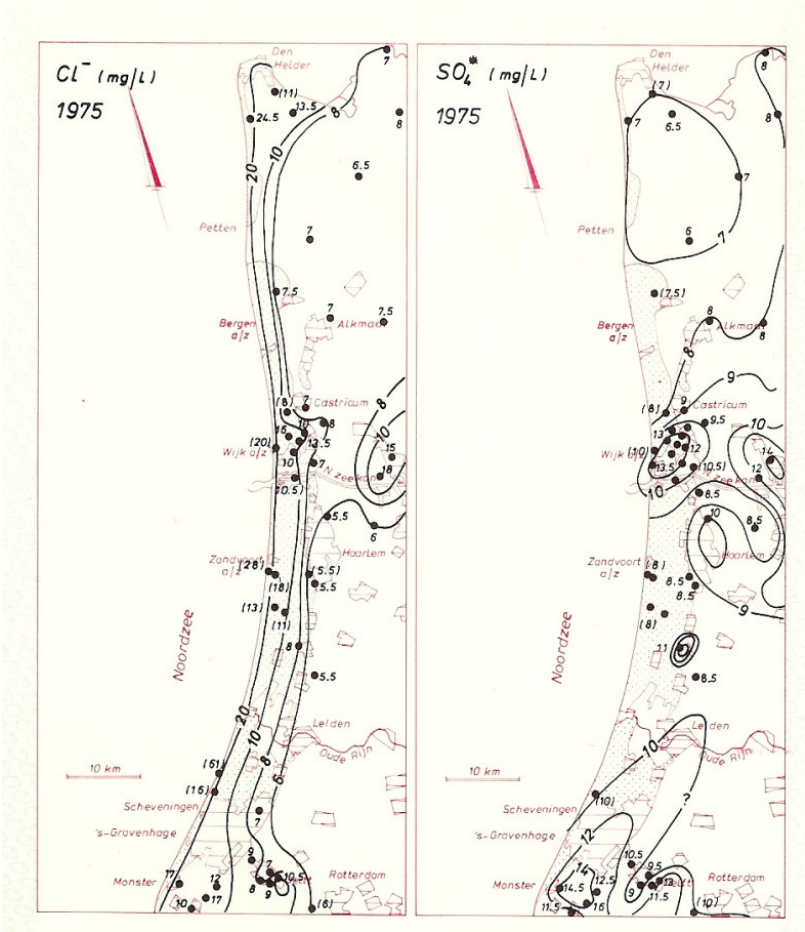


FIG. 6.7. Ruimtelijke patroon van de naar neerslag gewogen gemiddelde Cl en SO4# concentraties in bulk regenwater in 1975. Naar Stuyfzand 1992.

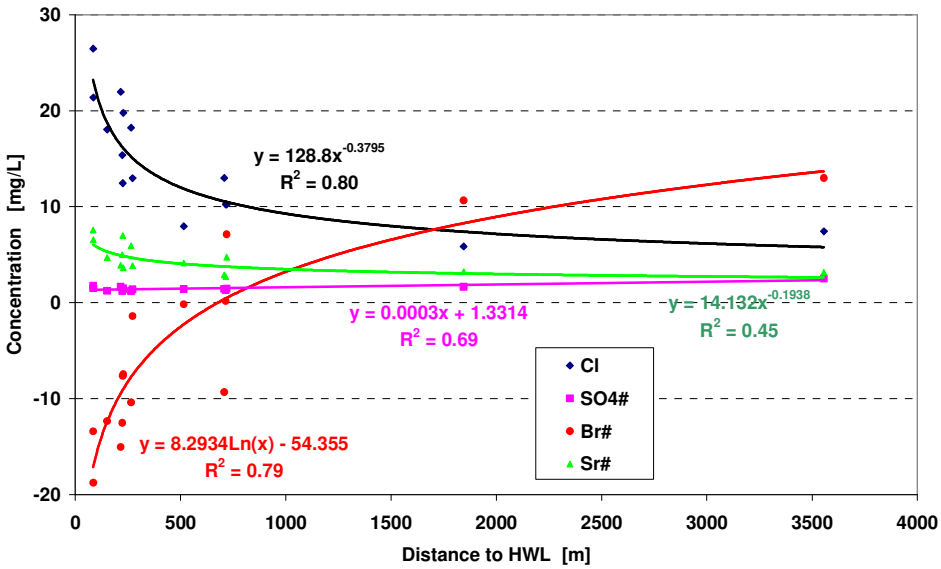


FIG. 6.8. Relatie tussen de afstand tot de hoogwaterlijn (HWL) van de Noordzee en de naar regenval gewogen gemiddelde samenstelling van bulk neerslag, voor de periode september 2010 – mei 2011. Gebaseerd op data in Tabel 6.3. X# = X gecorrigeerd voor zeezoutbijdrage via Na. NB: Br#, Sr# in ug/L.

Tabel 6.3. Gewogen gemiddelde samenstelling van bulk neerslag op 15 bulk collectoren in de periode september 2010 - mei 2011, in volgorde van toenemende afstand tot de hoogwaterlijn van de Noordzee (X-HWL). Concentratie zijn waar nodig gecorrigeerd voor vogelexcrementtreffers. Bruingeel gekleurde cellen markeren maximum waarden (pH minimum). X# = X gecorrigeerd voor zeezoutbijdrage. KB1 en WB2 kenden vrijwel geen vogelexcrementtreffers. n = aantal monsters waarop gemiddelde gebaseerd.

Par.	Unit	BD2	BD1	AD1	KB1	K4	HN3	K3	K2	K1	HZ4	WB2	W2	W1	PO1	OVE
n		15	16	14	21	12	4	19	12	19	17	21	14	20	7	4
X-HWL	m	85	86	151	215	223	225	228	265	272	515	707	715	719	1845	3556
Prec	mm/period	287	309	328	449	297	74	395	268	339	303	465	347	418	96	24
EC-20	uS/cm	167	98	90	88	67	56	88	81	62	44	56	72	56	43	46
pH	lab	5.55	4.75	4.34	4.38	5.05	5.03	4.77	4.88	4.75	4.99	4.58	4.93	5.43	4.75	4.61
Cl	mg/L	26.5	21.4	18.0	20.9	15.4	12.4	19.8	18.2	13.0	8.0	12.4	10.2	10.2	5.8	7.4
SO4	mg/L	5.6	4.8	3.9	4.7	3.4	3.1	4.4	3.8	3.2	3.1	3.3	5.1	4.9	2.9	3.1
HCO3	mg/L	5.9	5.5	11.3	3.6	1.8	2.7	2.5	3.9	3.0	3.6	2.8	13.7	8.7	8.7	5.8
NO3	mg NO3/L	2.2	2.1	2.0	2.8	1.8	2.4	2.1	1.8	2.1	2.3	2.6	1.9	1.9	2.3	2.6
NO2	mg NO2/L	0.033	0.025	0.027	0.026	0.022	0.027	0.018	0.023	0.022	0.034	0.024	0.017	0.135	0.016	0.443
PO4-t	ppm PO4	0.015	0.014	0.010	0.025	0.005	0.004	0.013	0.008	0.009	0.018	0.024	0.073	0.077	0.024	0.048
F	mg/L	0.020	0.017	0.016	0.016	0.015	0.013	0.013	0.017	0.015	0.018	0.015	0.024	0.018	0.018	0.019
Na	mg/L	14.5	11.9	10.1	11.8	8.7	6.9	10.8	10.3	7.3	4.5	7.0	5.6	5.5	3.2	3.3
K	mg/L	0.6	0.5	0.4	0.5	0.4	0.3	0.5	0.6	0.3	0.2	0.3	0.2	0.3	0.2	0.4
Ca	mg/L	2.5	2.3	1.4	1.3	1.5	2.0	1.4	1.8	1.4	1.1	0.9	0.7	1.3	1.7	1.7
Mg	mg/L	1.7	1.4	1.2	1.4	1.0	0.8	1.3	1.2	0.8	0.5	0.8	0.6	0.6	0.4	0.4
Fe	mg/L	0.003	0.006	0.010	0.007	0.005	0.003	0.010	0.004	0.006	0.005	0.007	0.004	0.004	0.008	0.012
Mn	mg/L	0.007	0.009	0.006	0.006	0.005	0.008	0.006	0.006	0.006	0.008	0.005	0.005	0.007	0.004	0.004
NH4	mg NH4/L	0.33	0.37	0.18	0.64	0.27	0.74	0.41	0.45	0.45	0.48	0.71	1.35	0.85	0.42	
SiO2	mg SiO2/L	0.08	0.11	0.07	0.07	0.06	0.03	0.06	0.07	0.10	0.06	0.05	0.05	0.08	0.12	0.30
Ag	ug/L	0.14	0.20	0.19	0.15	0.16	0.29	0.17	0.20	0.19	0.23	0.23	0.21	0.16	0.18	0.12
Al	ug/L	27.9	17.2	11.2	7.6	6.4	4.5	7.5	5.0	10.3	5.8	7.5	5.8	6.8	15.3	24.9
As	ug/L	1.0	0.9	1.0	0.9	0.9	0.4	0.7	1.0	1.2	0.8	0.9	0.7	0.9	0.9	1.1
B	ug/L	6.8	6.4	4.6	5.0	4.3	5.1	5.0	4.6	4.0	3.8	3.8	3.3	3.8	4.0	6.7
Ba	ug/L	1.0	1.5	1.5	2.0	1.5	2.6	1.2	1.5	1.5	1.6	2.0	1.4	1.2	0.9	2.8
Be	ug/L	0.009	0.008	0.008	0.009	0.008	0.009	0.007	0.009	0.007	0.009	0.010	0.009	0.007	0.009	0.008
Br	ug/L	72	51	49	58	41	34	58	53	41	26	34	30	32	31	25
Cd	ug/L	0.07	0.11	0.06	0.08	0.06	0.06	0.10	0.05	0.14	0.05	0.07	0.12	0.17	0.04	0.06
Co	ug/L	0.4	0.3	0.3	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4	0.2	0.4	0.4
Cr	ug/L	0.2	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Cu	ug/L	4.1	2.6	1.5	1.5	1.5	1.3	2.3	0.7	3.2	1.3	1.8	1.0	1.9	4.5	10.5
Eu	ug/L	0.10	0.13	0.14	0.13	0.14	0.10	0.11	0.11	0.11	0.09	0.13	0.11	0.12	0.11	0.05
Ho	ug/L	0.08	0.09	0.08	0.08	0.09	0.13	0.09	0.09	0.09	0.10	0.09	0.10	0.09	0.12	0.06
La	ug/L	0.23	0.23	0.23	0.22	0.23	0.10	0.20	0.21	0.19	0.20	0.19	0.20	0.19	0.25	0.25
Li	ug/L	0.34	0.37	0.27	0.31	0.29	0.21	0.29	0.40	0.26	0.31	0.23	0.25	0.28	0.13	0.15
Mo	ug/L	0.46	0.51	0.34	0.30	0.38	0.30	0.32	0.39	0.28	0.18	0.25	0.19	0.23	0.08	0.18
Ni	ug/L	0.4	0.5	0.2	0.3	0.3	0.2	0.3	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Pb	ug/L	0.7	7.5	8.4	1.2	1.4	6.1	2.0	0.9	1.7	0.8	1.1	0.8	0.7	0.7	1.1
Sc	ug/L	0.03	0.04	0.01	0.03	0.03	0.03	0.04	0.03	0.04	0.04	0.03	0.04	0.03	0.05	0.03
Sr	ug/L	18.8	16.2	12.0	12.6	11.4	12.0	12.0	13.5	9.4	7.4	8.2	7.1	8.9	6.6	6.2
Tl	ug/L	1.6	1.1	1.4	1.4	1.6	1.4	1.4	1.3	1.4	1.1	1.4	1.3	1.1	1.3	1.2
V	ug/L	0.9	1.1	0.9	1.1	0.9	0.6	1.0	0.9	1.1	0.8	1.2	1.1	1.1	0.7	1.0
Yb	ug/L	0.06	0.05	0.05	0.07	0.06	0.04	0.07	0.06	0.06	0.07	0.06	0.06	0.05	0.07	0.03
Zn	ug/L	6.3	8.5	6.7	6.9	6.3	9.6	11.3	6.8	9.0	7.0	7.0	6.9	6.1	8.4	10.7
Cl#	mg/L	0.4	0.0	-0.2	-0.2	-0.3	0.1	0.4	-0.3	-0.1	-0.1	-0.2	0.2	0.3	0.1	1.4
SO4#	mg/L	1.9	1.9	1.4	1.7	1.2	1.4	1.7	1.2	1.3	2.0	1.5	3.7	3.5	2.1	2.3
Na#	mg/L	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
K#	mg/L	0.11	0.09	0.04	0.06	0.04	0.06	0.08	0.25	0.06	0.04	0.04	0.03	0.06	0.03	0.31
Ca#	mg/L	1.9	1.8	1.0	0.9	1.1	1.7	1.0	1.4	1.2	0.9	0.7	0.5	1.1	1.6	1.5
Mg#	mg/L	-0.05	-0.03	-0.04	-0.03	-0.03	-0.01	-0.01	-0.03	-0.05	0.00	-0.01	-0.02	-0.02	0.03	0.02
B#	ug/L	0.7	1.5	0.4	0.1	0.6	2.2	0.5	0.3	0.9	1.9	0.9	1.0	1.5	2.7	5.3
Br#	ug/L	-17	-22	-12	-14	-13	-8	-8	-10	-4	-2	-8	-4	-2	12	5
F#	ug/L	18.6	15.8	15.3	15.0	14.2	12.4	12.2	15.7	14.5	17.2	14.6	22.9	16.9	18.0	18.6
Li#	ug/L	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1
Mo#	(mg/L)	0.45	0.50	0.33	0.29	0.37	0.30	0.31	0.38	0.27	0.18	0.24	0.19	0.22	0.08	0.18
Sr#	(mg/L)	8.2	7.4	4.6	3.9	5.0	7.0	4.0	5.9	4.1	4.1	3.1	3.0	4.8	4.3	3.8
Cl/Br	(mg/L)	368	420	365	361	378	364	341	347	319	309	360	342	320	187	296
Ca/Sr	(mg/L)	133	142	113	105	129	165	117	136	153	150	114	98	149	260	266
Biol	%TDS	0.6	0.8	0.4	1.4	0.8	2.3	1.0	1.1	1.4	2.1	2.4	3.6	2.7	1.7	0.2
Acids	%TDS	6.9	8.0	7.2	9.7	9.1	12.0	8.7	7.3	10.9	18.0	13.6	14.2	16.0	17.1	20.0
Marine	%TDS	80.0	76.7	67.1	79.2	81.0	71.7	82.9	78.1	74.2	60.5	72.5	46.9	53.4	40.8	52.3
Cont	%TDS	12.6	14.6	25.3	9.7	9.1	14.0	7.5	13.5	13.5	19.5	11.6	35.4	27.9	40.3	27.5

6.4.2 Afstand tot de kust

De naar regenval gewogen gemiddelde samenstelling in de NW-kern kan in Tabel 6.3 vergeleken worden voor 15 collectoren die operationeel waren in de periode september 2010 - mei 2011. Deze data zijn gecorrigeerd voor vogelexcrementtreffers, terwijl regenvangers

met een slechte ionenbalans of andere problemen zijn uitgesloten (AD2, HN1, HN2, HN4, HZ1, HZ2, HZ3 en PO2).
Dankzij het dichte meetnet uit genoemde periode kan de relatie van enkele parameters met de afstand tot de hoogwaterlijn (X-HWL; Fig.6.8) in beeld gebracht worden. Het duidelijkste verband bestaat natuurlijk tussen zeezoutindicator Cl en X-HWL, met parallel daaraan de zeezoutcomponenten Na, K, Mg, Br en Sr (niet getoond in Fig.6.8).
De resultaten in Tabel 6.3 vertonen een opmerkelijke invloed van de landinwaarts afnemende invloed van zeezout en ingewaaid zand of stof vanaf het strand of kaal duin (Al, Ca# en Sr#). Landinwaarts neemt Br# duidelijk toe (Fig.6.8), hetgeen niet alleen te wijten valt aan de landinwaartse benadering van de voor Br geldende detectielimiet. Na een zwakke zeewaartse toename in de zeereepzone is een zwakke landinwaartse SO_4# toename zichtbaar in Fig.6.8. Dit correspondeert met eerdere bevindingen (Stuyfzand 1993; Stuyfzand & Lüers 2000).
Enkele anomalieën in de in Tabel 6.3 gepresenteerde data houden verband met verschillen in meetperiode (b.v. NH_4), expositie aan stof en correctie voor vogelexcrementen. Desalniettemin vertonen de meeste spore-elementen een opmerkelijk geringe concentratiespreiding.

6.4.3 Correlatiematrix en correlatiescoreplot 15 meetpunten

Met de data in Tabel 6.3 en HGC 2.2 is een Pearson, lineaire correlatiematrix berekend en een correlatiescore plot (voor toelichting → § 6.3.3) gemaakt. Deze matrix (Tabel 6.4) en plot (Fig.6.9) onthullen 3 van de 5 in § 6.3.3 besproken clusters, in volgorde van afnemende correlatiescore: zeezout, kuststof en industriële inputs. Het kleinere aantal te onderscheiden clusters en de vagere onderlinge begrenzing t.o.v. de matrix voor meetpunt WB2 (Tabel 6.2 en Fig.6.5) hangen samen met een vrij grote heterogeniteit van de 15 meetpunten qua opnameperiode (en aantal monsters), stofexpositie en correctie voor vogelexcrementen.

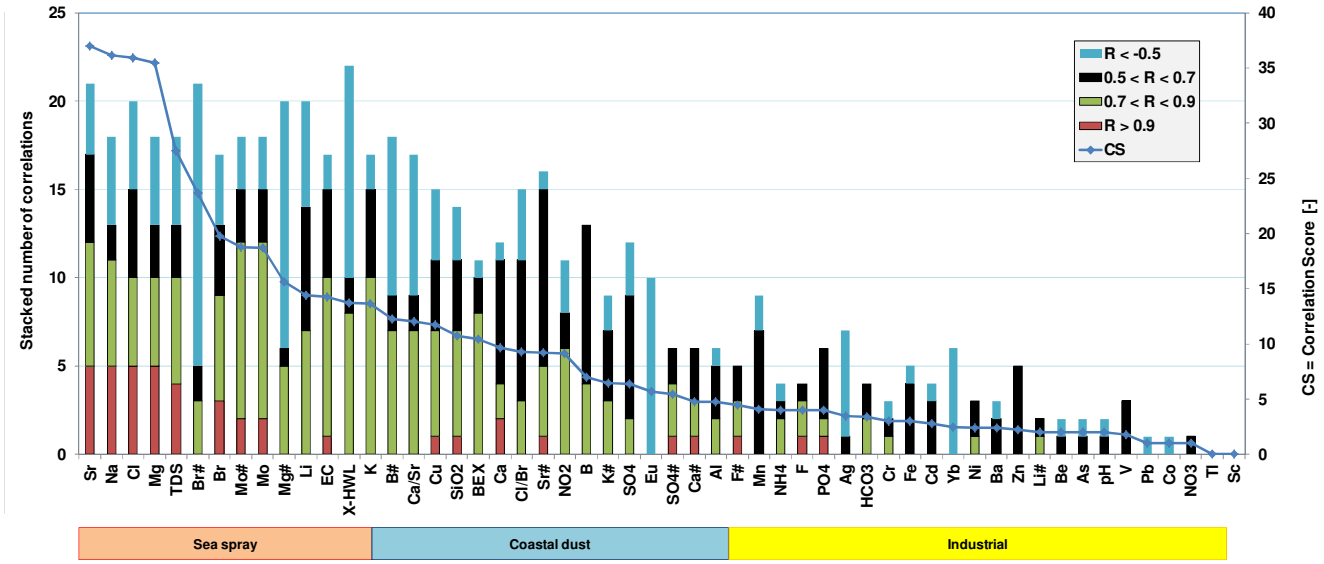


FIG. 6.9. Correlatiescore plot van parameters en het gestapelde aantal correlaties (>0.5 of <-0.5) van elk met alle andere parameters, behorende bij de correlatiematrix in Tabel 6.4.
De parameters zijn gerangschikt van hoogste naar laagste correlatiescore CS (zie Eq.6.2 en tekst). De indeling in 3 hoofdclusters op basis van het gestapelde aantal correlaties en CS is door enkele misplaatsingen niet perfect maar wel zeer indicatief.

TABEL 6.4. Pearson lineaire correlatiematrix van de gewogen gemiddelde samenstelling van bulk neerslag op de 15 regenvangers uit Tabel 6.3 (periode sept. 2010 t/m mei 2011; vóór de ingrepen). Cellen met correlatiecoëfficiënten (R) zijn als volgt gekleurd: donker groen = 0.50-0.70; geel = 0.70-0.90; oranje = 0.90-1.00; licht blauw = -0.50 tot -0.80; donker blauw = <-0.80.

Parameter	X-HWL	EC	pH	Cl	SO4	HCO3	NO3	NO2	PO4	F	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	NH4	SiO2	Ag	Al	As	B	Ba	Be	Br	Cd	Co
X-HWL	1.00																										
EC	-0.47	1.00																									
pH	-0.18	0.30	1.00																								
Cl	-0.63	0.90	0.06	1.00																							
SO4	-0.39	0.75	0.36	0.64	1.00																						
HCO3	0.20	0.04	0.00	-0.21	0.37	1.00																					
NO3	0.37	-0.13	-0.41	-0.10	-0.20	-0.26	1.00																				
NO2	0.85	-0.27	-0.06	-0.37	-0.17	0.07	0.30	1.00																			
PO4	0.43	-0.24	0.22	-0.44	0.36	0.63	0.00	0.43	1.00																		
F	0.32	0.20	0.24	-0.15	0.43	0.72	-0.11	0.21	0.63	1.00																	
Na	-0.67	0.89	0.05	1.00	0.63	-0.22	-0.11	-0.42	-0.47	-0.17	1.00																
K	-0.26	0.77	0.03	0.85	0.49	-0.26	-0.06	0.05	-0.36	-0.07	0.83	1.00															
Ca	-0.07	0.55	0.33	0.51	0.17	-0.23	-0.02	0.05	-0.45	-0.11	0.48	0.61	1.00														
Mg	-0.66	0.88	0.05	1.00	0.63	-0.23	-0.10	-0.41	-0.47	-0.17	1.00	0.84	0.50	1.00													
Fe	0.53	-0.24	-0.74	-0.14	-0.32	0.04	0.32	0.47	-0.05	-0.21	-0.16	0.02	-0.18	-0.14	1.00												
Mn	-0.57	0.24	0.33	0.35	0.27	-0.28	-0.08	-0.27	-0.24	-0.30	0.36	0.20	0.37	0.36	-0.44	1.00											
NH4	0.27	-0.30	0.15	-0.42	0.25	0.41	0.08	0.24	0.79	0.46	-0.44	-0.41	-0.53	-0.44	-0.39	-0.16	1.00										
SiO2	0.88	-0.20	-0.19	-0.31	-0.23	0.09	0.30	0.90	0.26	0.27	-0.36	0.10	0.22	-0.35	0.56	-0.37	-0.35	1.00									
Ag	-0.39	-0.31	-0.04	-0.21	-0.35	-0.12	-0.02	-0.51	-0.28	-0.31	-0.17	-0.37	-0.13	-0.18	-0.38	0.36	0.29	-0.58	1.00								
Al	0.45	0.48	0.13	0.23	0.21	0.15	0.25	0.49	0.02	0.40	0.18	0.39	0.61	0.19	0.24	-0.13	-0.41	0.67	-0.57	1.00							
As	0.30	0.08	-0.17	0.03	-0.02	0.06	-0.06	0.37	0.09	0.25	0.02	0.23	0.00	0.01	0.30	-0.34	-0.34	0.54	-0.65	0.43	1.00						
B	0.20	0.56	0.06	0.53	0.28	-0.19	0.29	0.44	-0.24	0.02	0.48	0.72	0.79	0.50	0.20	0.23	-0.48	0.52	-0.41	0.78	0.12	1.00					
Ba	0.38	-0.36	-0.34	-0.22	-0.40	-0.34	0.56	0.54	-0.03	-0.26	-0.24	0.03	-0.05	-0.23	0.24	0.00	0.23	0.37	0.20	-0.03	-0.12	0.26	1.00				
Be	-0.17	0.04	-0.13	0.07	-0.06	-0.15	0.41	-0.35	-0.19	0.09	0.10	0.00	-0.06	0.10	-0.33	0.00	0.24	-0.36	0.50	-0.19	-0.41	-0.08	0.23	1.00			
Br	-0.57	0.90	0.06	0.96	0.60	-0.19	-0.08	-0.38	-0.45	-0.14	0.96	0.83	0.52	0.96	-0.09	0.23	-0.48	-0.28	-0.29	0.27	0.09	0.49	-0.35	0.02	1.00		
Cd	-0.20	0.04	0.26	0.02	0.49	0.24	-0.26	0.01	0.56	0.10	0.02	-0.10	-0.22	0.00	-0.17	0.27	0.44	-0.09	-0.13	-0.13	0.15	-0.18	-0.20	-0.53	-0.03	1.00	
Co	0.03	0.03	-0.05	0.05	-0.24	-0.41	0.06	-0.18	-0.33	-0.08	0.06	0.20	-0.02	0.07	-0.02	-0.36	-0.04	-0.08	0.05	-0.11	-0.07	-0.06	-0.04	0.34	0.19	-0.49	1.00
Cr	0.22	0.15	-0.10	0.16	0.25	-0.13	0.20	0.27	0.15	0.09	0.13	0.12	0.04	0.14	0.38	-0.04	-0.15	0.39	-0.57	0.42	0.28	0.36	-0.07	-0.26	0.11	0.28	-0.19
Cu	0.86	-0.09	-0.08	-0.26	-0.21	0.04	0.39	0.85	0.20	0.24	-0.31	0.08	0.29	-0.30	0.53	-0.38	-0.36	0.95	-0.57	0.78	0.44	0.58	0.33	-0.34	-0.20	-0.13	-0.02
Eu	-0.69	0.19	-0.27	0.41	0.25	0.04	-0.23	-0.69	-0.23	-0.29	0.46	0.05	-0.20	0.45	-0.09	0.09	-0.14	-0.65	0.19	-0.46	-0.07	-0.36	-0.32	0.15	0.36	0.19	-0.26
Li	-0.71	0.59	0.22	0.73	0.56	-0.22	-0.40	-0.41	-0.27	-0.05	0.75	0.66	0.27	0.74	-0.42	0.58	-0.25	-0.43	-0.03	-0.14	0.07	0.18	-0.29	0.08	0.65	0.16	0.04
Mo	-0.62	0.75	0.17	0.89	0.49	-0.29	-0.29	-0.29	-0.50	-0.21	0.89	0.81	0.61	0.88	-0.24	0.50	-0.46	-0.25	-0.06	0.19	0.01	0.54	-0.10	0.03	0.77	0.05	-0.11
Ni	-0.11	0.44	0.12	0.41	0.50	-0.04	0.00	-0.04	0.04	0.27	0.39	0.34	0.37	0.40	-0.07	0.33	-0.11	0.17	-0.32	0.46	0.21	0.46	-0.27	-0.09	0.34	0.34	-0.18
Pb	-0.31	0.15	-0.33	0.29	0.02	0.13	-0.08	-0.17	-0.38	-0.33	0.29	0.17	0.31	0.30	0.20	0.45	-0.31	-0.13	0.38	0.01	-0.29	0.28	0.17	-0.06	0.16	-0.02	-0.54
Sc	0.18	-0.29	0.09	-0.32	-0.04	-0.05	-0.02	-0.10	0.23	0.14	-0.32	-0.32	-0.10	-0.31	-0.04	-0.03	0.29	0.06	0.07	-0.08	-0.17	-0.18	-0.29	-0.01	-0.26	0.21	0.33
Sr	-0.62	0.88	0.26	0.94	0.58	-0.23	-0.16	-0.36	-0.50	-0.15	0.94	0.82	0.72	0.94	-0.32	0.50	-0.47	-0.30	-0.08	0.29	-0.07	0.60	-0.21	0.10	0.89	-0.03	-0.02
Tl	-0.36	0.44	0.11	0.47	0.04	-0.32	-0.02	-0.34	-0.48	-0.30	0.47	0.27	0.15	0.47	-0.10	-0.26	-0.27	-0.35	-0.05	0.03	-0.11	0.07	-0.05	0.17	0.49	-0.27	0.28
V	0.04	0.09	-0.14	0.12	0.43	0.14	0.01	0.17	0.49	0.28	0.11	0.11	-0.35	0.10	0.15	-0.13	0.34	0.17	-0.38	0.07	0.48	-0.05	-0.03	-0.19	0.03	0.67	-0.24
Yb	-0.41	0.10	-0.11	0.14	0.14	-0.05	-0.07	-0.65	-0.13	0.05	0.18	-0.15	-0.39	0.18	-0.10	-0.11	-0.05	-0.53	-0.04	-0.35	-0.04	-0.48	-0.61	0.23	0.25	-0.09	0.41
Zn	0.41	-0.24	-0.29	-0.17	-0.34	-0.28	0.28	0.38	-0.15	-0.36	-0.20	0.01	0.16	-0.18	0.56	-0.06	-0.10	0.45	0.00	0.18	-0.19	0.35	0.37	-0.31	-0.12	-0.04	0.25
BEX	0.84	-0.37	-0.13	-0.42	-0.36	-0.04	0.27	0.79	0.20	0.12	-0.46	0.07	0.16	-0.43	0.44	-0.30	0.01	0.79	-0.26	0.35	0.12	0.38	0.44	-0.07	-0.37	-0.33	0.25
SO4#	0.31	-0.13	0.36	-0.38	0.46	0.69	-0.10	0.28	0.96	0.70	-0.40	-0.38	-0.35	-0.40	-0.19	-0.10	0.75	0.14	-0.21	0.04	-0.04	-0.22	-0.20	-0.18	-0.38	0.56	-0.34
K#	0.55	0.05	-0.03	0.04	-0.07	-0.13	0.05	0.72	0.05	0.13	-0.01	0.55	0.37	0.01	0.28	-0.18	-0.20	0.72	-0.40	0.43	0.38	0.58	0.41	-0.15	0.05	-0.21	0.27
Ca#	0.12	0.34	0.35	0.26	0.00	-0.19	0.01	0.18	-0.36	-0.07	0.24	0.43	0.96	0.25	-0.16	0.30	-0.48	0.35	-0.10	0.62	0.00	0.73	0.01	-0.09	0.28	-0.25	-0.04
Mg#	0.77	-0.67	-0.18	-0.73	-0.52	0.08	0.39	0.49	0.28	0.04	-0.75	-0.52	-0.15	-0.73	0.42	-0.29	0.18	0.49	0.03	0.08	-0.22	-0.03	0.26	0.05	-0.66	-0.31	0.12
B#	0.89	-0.48	-0.01	-0.63	-0.44	0.08	0.36	0.82	0.30	0.20	-0.67	-0.28	0.15	-0.66	0.34	-0.20	0.14	0.82	-0.16	0.46	0.08	0.33	0.48	-0.17	-0.62	-0.17	-0.12
Br#	0.72	-0.71	-0.03	-0.88	-0.56	0.24	0.14	0.41	0.41	0.19	-0.89	-0.69	-0.34	-0.88	0.26	-0.52	0.28	0.43	-0.06	0.00	0.09	-0.38	0.02	-0.21	-0.72	-0.09	0.17
F#	0.41	0.06	0.23	-0.29	0.32	0.73	-0.09	0.27	0.68	0.99	-0.31	-0.19	-0.17	-0.31	-0.18	-0.34	0.51	0.31	-0.27	0.36	0.24	-0.05	-0.22	0.07	-0.28	0.09	-0.09
Li#	-0.36	-0.05	0.28	0.05	0.18	-0.10	-0.49	-0.17	0.09	0.11	0.07	0.12	-0.11	0.06	-0.46	0.50	0.09	-0.26	0.13	-0.40	0.09	-0.23	-0.18	0.02	-0.04	0.22	-0.01
Mo#	-0.61	0.75	0.17	0.88	0.49	-0.29	-0.30	-0.29	-0.49	-0.21	0.88	0.80	0.61	0.88	-0.24	0.51	-0.46	-0.25	-0.05	0.19	0.01	0.54	-0.09	0.03	0.76	0.05	-0.12
Sr#	-0.37	0.62	0.51	0.58	0.33	-0.18	-0.20	-0.17	-0.41	-0.09	0.58	0.57	0.91	0.58	-0.48	0.59	-0.39	-0.12	0.09	0.38	-0.20	0.63	-0.11	0.07	0.53	-0.10	-0.14
Cl/Br	-0.61	0.52	0.03	0.70	0.47	-0.24	-0.14	-0.23	-0.25	-0.20	0.70	0.57	0.18	0.69	-0.22	0.51	-0.06	-0.36	0.14	-0.10	-0.16	0.31	0.22	0.17	0.48	0.20	-0.26
Ca/Sr	0.83	-0.44	-0.02	-0.58	-0.54	0.03	0.27	0.63	0.10	0.10	-0.61	-0.26	0.30	-0.59	0.33	-0.32	-0.21	0.77	-0.22	0.49	0.20	0.27	0.21	-0.23	-0.47	-0.30	0.04
TDS	-0.55	0.93	0.09	0.93	0.82	0.16	-0.17	-0.33	-0.18	0.14	0.92	0.77	0.44	0.92	-0.15	0.27	-0.23	-0.27	-0.26	0.30	0.04	0.47	-0.34	0.03	0.90	0.14	-0.11

Parameter	Cr	Cu	Eu	Li	Mo	Ni	Pb	Sc	Sr	Tl	V	Yb	Zn	BEX	SO4#	K#	Ca#	Mg#	B#	Br#	F#	Li#	Mo#	Sr#	Cl/Br	Ca/Sr	TDS
Cr	1.00																										
Cu	0.41	1.00																									
Eu	0.01	-0.71	1.00																								
Li	0.01	-0.53	0.36	1.00																							
Mo	0.15	-0.26	0.39	0.78	1.00																						
Ni	0.76	0.16	0.05	0.40	0.45	1.00																					
Pb	-0.10	-0.17	0.35	0.12	0.45	0.06	1.00																				
Sc	0.37	0.06	-0.21	-0.14	-0.32	0.45	-0.35	1.00																			
Sr	0.04	-0.24	0.31	0.72	0.93	0.41	0.37	-0.31	1.00																		
Tl	-0.04	-0.17	0.35	0.02	0.36	-0.21	-0.04	-0.41	0.41	1.00																	
V	0.61	0.07	0.25	0.19	0.10	0.53	-0.20	0.20	-0.08	-0.18	1.00																
Yb	0.13	-0.50	0.41	0.24	-0.12	0.13	-0.38	0.35	-0.02	0.15	0.06	1.00															
Zn	0.25	0.51	-0.48	-0.41	-0.17	0.06	0.16	0.39	-0.18	-0.13	-0.12	-0.29	1.00														
BEX	0.05	0.73	-0.75	-0.38	-0.35	-0.11	-0.20	0.22	-0.36	-0.43	-0.14	-0.46	0.53	1.00													
SO4#	0.14	0.11	-0.23	-0.20	-0.43	0.14	-0.31	0.32	-0.39	-0.49	0.39	-0.04	-0.17	0.10	1.00												
K#	0.01	0.62	-0.60	0.06	0.12	0.02	-0.14	-0.08	0.07	-0.23	0.03	-0.55	0.33	0.81	-0.07	1.00											
Ca#	0.00	0.41	-0.36	0.07	0.41	0.29	0.26	-0.02	0.52	0.02	-0.42	-0.48	0.24	0.32	-0.27	0.41	1.00										
Mg#	0.08	0.50	-0.56	-0.70	-0.72	-0.20	-0.17	0.45	-0.67	-0.46	-0.27	-0.15	0.51	0.74	0.24	0.20	0.06	1.00									
B#	0.16	0.83	-0.80	-0.65	-0.50	-0.04	-0.08	0.19	-0.50	-0.45	-0.16	-0.59	0.51	0.81	0.25	0.50	0.36	0.78	1.00								
Br#	-0.15	0.44	-0.55	-0.79	-0.92	-0.41	-0.46	0.37	-0.85	-0.36	-0.21	-0.03	0.30	0.52	0.36	0.09	-0.12	0.77	0.64	1.00							
F#	0.07	0.27	-0.35	-0.16	-0.34	0.20	-0.36	0.18	-0.29	-0.36	0.25	0.02	-0.32	0.18	0.74	0.13	-0.10	0.15	0.29	0.31	1.00						
Li#	-0.13	-0.46	0.06	0.71	0.24	0.19	-0.13	0.14	0.09	-0.47	0.18	0.18	-0.41	-0.08	0.13	0.10	-0.15	-0.26	-0.27	-0.25	0.09	1.00					
Mo#	0.15	-0.26	0.38	0.78	1.00	0.45	0.45	-0.32	0.92	0.35	0.10	-0.13	-0.17	-0.34	-0.43	0.13	0.41	-0.71	-0.49	-0.92	-0.34	0.24	1.00				
Sr#	-0.12	-0.05	-0.02	0.47	0.74	0.32	0.40	-0.21	0.83	0.18	-0.36	-0.34	-0.09	-0.10	-0.26	0.16	0.83	-0.36	-0.09	-0.55	-0.17	0.10	0.74	1.00			
Cl/Br	0.15	-0.40	0.45	0.68	0.83	0.31	0.47	-0.39	0.66	0.28	0.30	-0.16	-0.21	-0.43	-0.24	-0.03	-0.01	-0.68	-0.49	-0.93	-0.30	0.28	0.83	0.42	1.00		
Ca/Sr	0.07	0.79	-0.68	-0.66	-0.50	-0.07	-0.15	0.25	-0.43	-0.33	-0.32	-0.41	0.47	0.75	0.06	0.44	0.51	0.75	0.88	0.72	0.19	-0.35	-0.49	-0.02	-0.72	1.00	
TDS	0.12	-0.24	0.42	0.66	0.78	0.42	0.32	-0.32	0.87	0.33	0.19	0.12	-0.28	-0.43	-0.09	-0.01	0.21	-0.70	-0.59	-0.80	0.00	0.02	0.78	0.54	0.62	-0.56	1.00

6.4.4 Windexpositie effecten

Een belangrijke vraag is: Wat zijn de effecten van verschillen in windexpositie, b.v. t.g.v. een hogere or lagere positie (duintop versus duinvallei) en meer of minder beschutting tegen zeewind (lij- of loefzijde van een duinhelling)? Beide aspecten (hoogte en windbeschutting) zijn bestudeerd door 1-2 paren van die satelliet regenvangers met elkaar te vergelijken, die niet/nauwelijks door vogelexcrementen getroffen waren. De data voor zeezout gerelateerde ionen (Cl als indicator) en kuststof gerelateerde ionen (Sr# als indicator; voor zeezout gecorrigeerd Sr zit vooral in schelpkalk en silicaten) zijn hierbij gecorrigeerd voor (kleine) verschillen in afstand tot de kust (X-HWL). De correctie is gebaseerd op de regressievergelijkingen van resp. Cl en Sr# met X-HWL (zie Fig.6.8):

voor Cl: $C_{X\text{-}REF} = C_X\, f_{X\text{-}HWL} = C_X\, (X_{REF} / X)^{-0.3795}$ (6.3A)

voor Sr#: $C_{X\text{-}REF} = C_X\, f_{X\text{-}HWL} = C_X\, (X_{REF} / X)^{-0.1938}$ (6.3B)

waarin: C_X = gemeten concentratie van C bij X-HWL = X [mg/L]; $C_{X\text{-}REF}$ = berekende concentratie van C bij X_{REF} [mg/L]; X_{REF} = referentieafstand tot HWL, hier X-HWL van de regenvanger op grotere afstand [m].

Eq.6.3A is toegepast op Cl, Na, K, Mg en SO_4, en Eq.6.3B op Ca#, Sr#, SiO_2 en Al, terwijl de overige parameters niet gecorrigeerd zijn. De resultaten van vergelijking staan in Tabel 6.5.
Het volgende wordt geconcludeerd: (i) de verschillen tussen een duintop en zijn windwaartse basis in een smal paraboolduin (K1-K4) waren relatief klein; (ii) de duintop ontving minder zeezout en kuststof, en ongeveer 15% minder neerslag. De windsnelheid was ~20% hoger op de top (vergelijk Kattendel Laag en Hoog in Tabel 4.2), zodat het erop lijkt dat een hogere windsnelheid niet alleen de regenvangst vermindert maar ook de interceptie van zeezout en kuststof; en (iii) zeewindbeschutting leidde tot grotere verschillen, namelijk minder depositie van zeezout en kuststof. Dit komt voornamelijk door extra verliezen tgv impactie en interceptie, door enerzijds de hoge zeereep (BD1 versus AD1) en anderzijds de aan zeewind blootgestelde bosrand (PO2 versus PO1). Regenval was 10% hoger t.g.v. minder wind.

TABEL 6.5. Vergelijking van monsterparen met verschillende windexpositie t.g.v. een hogere of lagere positie (duintop versus duinvallei) en meer of minder beschutting tegen zeewind (loef- of lijzijde van duinhelling).Gebaseerd op data in periode september 2010 – mei 2011.

Par.	Unit	K1+K2	K3+K4	BD1	AD1	PO2	PO1
Position		Top	Base	Windw	Leew	Windw	Leew
X-HWL	m	269	225	85	155	1623	1845
Y	m ASL	14	4	14	5	16	6
n		24	24	31	27	7	7
P	mm	259	299	595	644	87	96
pH-Lab		4.91	5.01	4.99	4.48	6.53	4.69
Cl	mg/L	16.0	17.4	19.0	17.0	8.1	5.8
SO4	mg/L	3.5	3.7	4.1	4.2	3.0	2.9
HCO3	mg/L	3.9	1.6	4.5	3.6	20.1	8.7
NO3	mg/L	1.8	1.9	1.7	1.9	2.8	2.3
PO4-t	mg/L	0.007	0.008	0.012	0.010	0.023	0.025
F	mg/L	0.016	0.014	0.015	0.016	0.018	0.018
Na	mg/L	9.1	9.8	10.7	9.5	4.2	3.3
K	mg/L	0.43	0.43	0.49	0.41	0.41	0.16
Ca	mg/L	1.7	1.4	1.8	1.4	1.9	1.1
Mg	mg/L	1.1	1.2	1.3	1.1	0.5	0.4
Fe	mg/L	0.005	0.006	0.005	0.008	0.006	0.008
Mn	mg/L	0.006	0.006	0.008	0.006	0.002	0.004
NH4	mg/L	0.39	0.34	0.35	0.46	0.14	0.42
SiO2	mg/L	0.07	0.06	0.08	0.07	0.13	0.12
Al	ug/L	5.3	6.1	9.8	7.7	8.8	6.7
SO4#	mg/L	1.3	1.3	1.3	1.2	1.8	1.6
Ca#	mg/L	1.2	0.9	1.4	1.0	3.0	1.1

6.5 Variaties in zeezout-depositiegradiënt landinwaarts

De landinwaartse gradiënt van de Cl-concentratie in bulk neerslag in Nederland, en daarmee ook van de zeezoutdepositie, is niet constant, zoals Fig.6.10 toont. De periode sept.2010 – mei 2011 was relatief zoutarm en het jaar 1981 relatief zoutrijk. Dit heeft duidelijke gevolgen voor de factoren A en B in de power fit (Cl = A X_{HWL}^{-B}), vergelijkbaar met de factoren a en b in de exponentiële fit (EC = a exp(-b X_{HWL})) voor de zoutvangers (SIDs; Fig.5.2-5.3). Terwijl de exponentiële functie beter presteert voor de SIDs binnen het bereik van X_{HWL} = 0.05-1.2 km, doet de power functie het beter voor Cl in regenvangers binnen het bereik van 0.14-165 km. Op basis van de 5 verschillende jaargemiddelden in Fig.6.10 krijgen we een fraaie relatie tussen enerzijds de factoren A en B in de power fit, en anderzijds de voor die jaren uit windgegevens berekende Cl concentratie van bulk neerslag op meetpunt De Kooy (Fig.6.11).

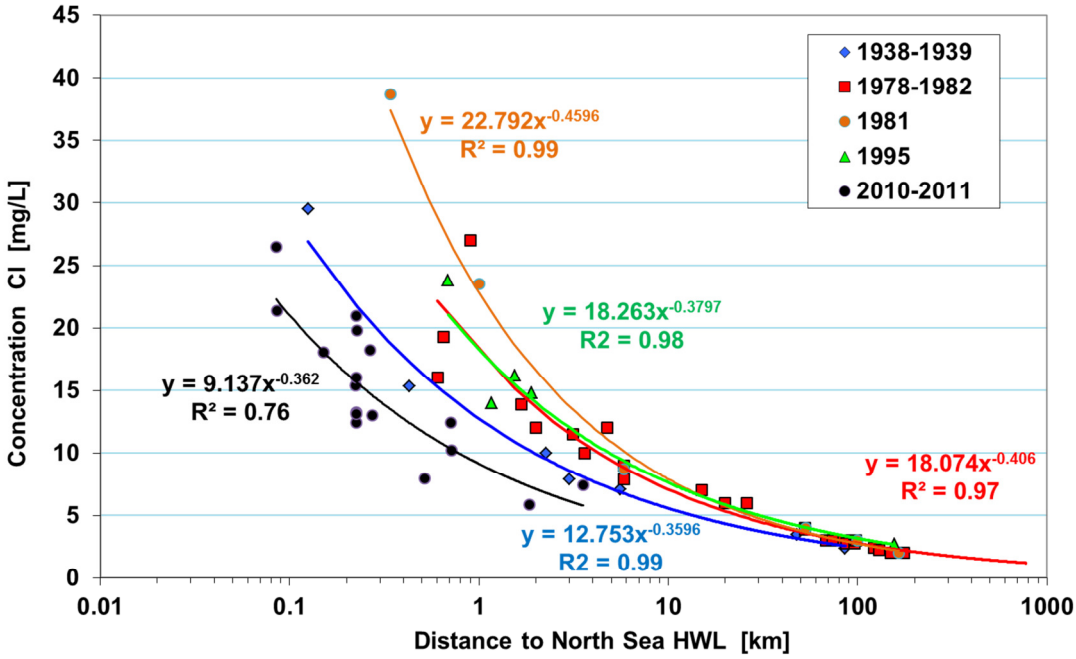


FIG. 6.10. Variatie in landinwaartse gradiënt van de Cl-concentratie in bulk neerslag op basis van jaargemiddelden. 1938-1939 = data Leeflang meetnet, uitgewerkt door Stuyfzand (1991); 1978-1982 = data RID/KNMI-meetnet, uitgewerkt door Stuyfzand (in prep); 1981 = data AWD (Stuyfzand 1991); 1995 = data uit Stuyfzand & Lüers (2000); 2010-2011 = data dit onderzoek (periode sept.-mei).

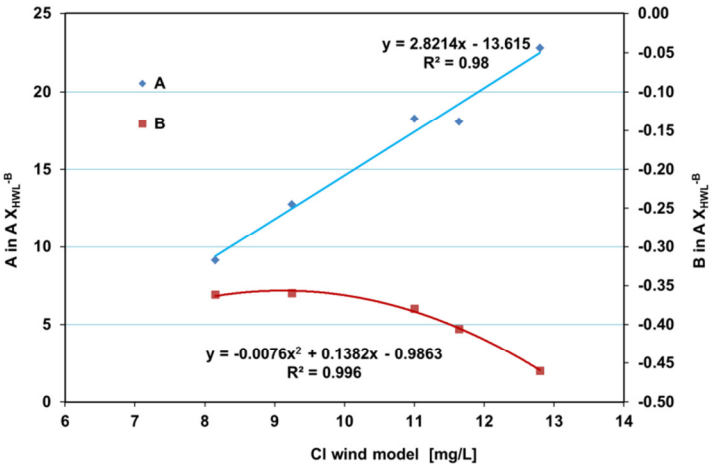


FIG. 6.11. Toename van de factor A en afname van de factor B in de power functie van Fig.6.10 voor verschillende jaren, bij een toename van de uit windgegevens berekende Cl concentratie van bulk neerslag op meetpunt De Kooy tijdens die jaren.

6.6 Windrichting afhankelijke variaties

De chemische samenstelling van bulk regenval hangt sterk af van de windrichting. Dit blijkt uit de gegevens in Tabel 6.6 en Fig.6.12, waarin de naar neerslag gewogen gemiddelde samenstelling getoond wordt voor elk van de 8 bemonsterde windsectoren in collector WA. Het beeld van de windrichtingafhankelijke depositie (Fig.6.13) wijkt soms redelijk veel af van dat van de concentraties t.g.v. de grote verschillen in windrichtingafhankelijke neerslaghoeveelheid (Fig.6.13). Alvorens op de verschillen in te gaan, vergelijken we eerst de over alle windsectoren gemiddelde samenstelling volgens WA met die volgens KNMI-bulkcollector WB2, welke zich op slechts 10 m afstand van WA bevindt.
Weijers & Vugts (1990) waren de eersten om de regenwaterchemie in Nederland te bestuderen als functie van de windrichting op 1.4 m hoogte. Zij ontwierpen en gebruikten hetzelfde type vanger als bij Wieringen opgesteld, en hebben daarmee op 8 locaties in de Randstad de regenwaterkwaliteit gemonitord. Vele van hun conclusies vinden bevestiging in voorliggend onderzoek, maar zij worden uitgebreid met vele spore-elementen en hebben betrekking op een periode met aanzienlijk minder luchtverontreiniging.

Vergelijking van de bulk (WB2) en windrichting selectieve collector (WA)
Tabel 6.6 laat ook de verschillen zien tussen bulk collector WB2 (altijd open voor alle windrichtingen) en de windrichting selectieve collector WA, na bepaling van het naar neerslag gewogen gemiddelde van de 8 windsectoren bij elkaar.
Geconcludeerd wordt dat de windrichting selectieve collector iets meer regenval onderschept (3.5% → § 6.2) en significant meer opgeloste stoffen (~50%). Laatstgenoemde hangt waarschijnlijk samen met het grotere trechteroppervlak (700 versus 390 cm^2) plus de nabijheid van de grote diameter behuizing onder de trechter, die droge depositie zou kunnen stimuleren. Zeer opvallend is dat de windrichting selectieve vanger ongeveer 10 maal hogere concentraties Ba, Cd en Pb vertoont, zeer waarschijnlijk t.g.v. corrosie van de witte verf.

TABEL 6.6. Naar regenval gewogen gemiddelde samenstelling van bulk neerslag op collector WB2 (KNMI-type) en WA (windrichtingselectieve VU-collector) in de periode september 2011 – september 2012. Deze collectoren staan 10 meter uit elkaar. WA1-8 = gewogen gemiddelde samenstelling voor elk van de 8 windrichtingen. Bruingeel gekleurde cellen = maximum waarden. Lichtgeel gekleurde cellen = parameter met significant verschil tussen WB2 en WA1-8, t.g.v. equipmentcorrosie.

Par.	Unit	WB2	Wind directional collector WA								
			WA1-8	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
n		26	197	24	24	22	26	26	25	26	24
X-HWL	m	707	706	706	706	706	706	706	706	706	706
Prec	mm/14 d	880	911	62	41	57	71	146	285	170	78
EC-20	uS/cm	59	76	90	48	45	57	50	81	91	112
pH	lab	4.68	4.63	4.69	4.93	5.22	4.95	4.38	4.65	4.62	4.65
Cl	mg/L	11.2	18.2	22.3	10.9	6.4	10.2	9.6	19.0	25.8	31.1
SO4	mg/L	2.9	4.1	4.2	3.1	2.4	3.3	2.8	4.6	5.0	5.6
HCO3	mg/L	10.5	7.0	8.5	3.6	10.3	9.6	7.9	7.9	1.9	4.9
NO3	mg NO3/L	2.2	2.7	2.2	2.7	2.9	3.2	2.3	2.9	2.6	2.7
NO2	mg NO2/L	0.02	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
PO4-t	ppm PO4	0.04	0.03	0.04	0.06	0.04	0.03	0.03	0.02	0.02	0.03
F	mg/L	0.018	0.026	0.023	0.024	0.022	0.029	0.026	0.029	0.026	0.024
Na	mg/L	7.0	10.1	11.6	4.3	3.0	5.3	5.3	11.3	14.3	18.4
K	mg/L	0.31	0.48	0.46	0.28	0.23	0.38	0.27	0.50	0.66	0.78
Ca	mg/L	0.8	1.4	1.5	1.5	1.1	1.8	1.0	1.4	1.5	1.7
Mg	mg/L	0.9	1.2	1.5	0.7	0.5	0.8	0.7	1.2	1.7	2.3
Fe	mg/L	0.005	0.007	0.008	0.005	0.005	0.007	0.004	0.006	0.009	0.009
Mn	mg/L	0.004	0.005	0.006	0.004	0.004	0.007	0.004	0.006	0.005	0.007
SiO2	mg SiO2/L	0.04	0.08	0.11	0.14	0.10	0.14	0.06	0.07	0.05	0.08
Ag	ug/L	0.20	0.22	0.20	0.18	0.21	0.51	0.16	0.19	0.21	0.20
Al	ug/L	6.0	6.1	3.3	3.0	3.9	5.9	4.3	7.5	7.1	7.3
As	ug/L	1.0	1.1	1.2	1.1	0.8	1.1	1.4	1.0	1.0	1.1
B	ug/L	2	4	6	2	2	2	1	5	5	8
Ba	ug/L	1	11	10	7	10	12	11	12	10	9
Be	ug/L	0.009	0.008	0.004	0.008	0.008	0.008	0.007	0.007	0.009	0.008
Br	ug/L	35	46	62	35	16	22	28	42	70	83
Cd	ug/L	0.62	16.18	11.06	7.24	15.94	23.90	16.23	18.32	14.01	14.40
Co	ug/L	0.3	0.5	0.5	0.3	0.5	0.6	0.5	0.6	0.5	0.5
Cr	ug/L	0.19	0.21	0.23	0.22	0.20	0.20	0.22	0.21	0.21	0.22
Cu	ug/L	1.2	1.2	0.6	0.6	0.8	1.3	0.9	1.6	1.1	1.6
Eu	ug/L	0.10	0.09	0.07	0.08	0.10	0.09	0.08	0.09	0.09	0.10
Ho	ug/L	0.10	0.10	0.09	0.10	0.10	0.11	0.10	0.09	0.12	0.11
La	ug/L	0.39	0.34	0.42	0.24	0.90	0.88	0.19	0.23	0.29	0.20
Li	ug/L	0.15	0.13	0.21	0.17	0.13	0.15	0.08	0.10	0.15	0.28
Mo	ug/L	0.05	0.14	0.10	0.39	0.07	0.33	0.28	0.30	0.39	0.04
Ni	ug/L	0.4	0.5	0.4	0.3	0.5	0.4	0.4	0.6	0.4	0.4
Pb	ug/L	0.6	2.1	0.9	0.5	1.0	0.8	1.7	2.5	2.6	3.6
Sc	ug/L	0.04	0.04	0.04	0.05	0.04	0.03	0.04	0.04	0.03	0.03
Sr	ug/L	7	11	13	8	6	10	7	11	14	17
Tl	ug/L	1.0	1.2	1.2	1.3	1.0	1.1	1.2	1.3	1.2	1.4
V	ug/L	0.5	0.7	0.8	0.9	0.5	0.8	0.6	0.7	0.7	0.6
Yb	ug/L	0.06	0.05	0.04	0.06	0.06	0.04	0.05	0.06	0.04	0.06
Zn	ug/L	33.9	30.8	11.4	8.3	14.0	17.9	18.9	65.3	13.5	14.2
Cl#	mg/L	-1.00	0.04	1.76	0.35	0.14	0.18	-0.09	-1.07	0.95	0.86
SO4#	mg/L	1.22	1.59	1.22	1.79	1.45	1.76	1.37	1.83	1.55	1.36
Na#	mg/L	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
K#	mg/L	0.03	0.07	0.05	0.37	0.08	0.11	0.05	0.06	0.06	0.06
Ca#	mg/L	0.57	0.76	0.70	0.57	0.72	0.93	0.63	0.83	0.72	0.86
Mg#	mg/L	-0.01	-0.01	0.04	0.04	0.03	0.06	0.03	-0.11	0.03	0.02
B#	ug/L	4.3	2.7	2.5	2.9	3.4	4.4	4.2	2.6	1.5	1.8
Br#	ug/L	-8.2	-15.1	-12.1	-0.6	-0.4	-2.4	-1.1	-27.7	-15.7	-19.2
F#	ug/L	15.5	24.4	20.3	17.9	20.7	24.8	22.6	28.3	24.3	20.9
Li#	ug/L	0.08	0.11	0.05	0.10	0.13	0.11	0.06	0.23	0.02	0.03
Sr#	ug/L	1.1	2.0	1.7	1.6	2.0	3.7	2.3	1.5	1.8	2.3
Cl/Br	(mg/L)	315	394	358	312	399	463	343	459	371	375
Cl/Na	(mg/L)	1.58	1.81	1.93	2.54	2.14	1.92	1.82	1.69	1.80	1.69
Biol	%TDS	0.10	0.06	0.07	0.24	0.16	0.10	0.08	0.05	0.04	0.05
Acids	%TDS	6.7	9.7	10.0	17.9	16.8	15.0	12.1	7.6	9.6	7.4
Marine	%TDS	56.5	72.7	77.2	72.5	42.7	53.2	58.3	70.4	87.3	83.5
Cont	%TDS	36.7	17.6	12.7	9.4	40.4	31.7	29.6	21.9	3.1	9.1

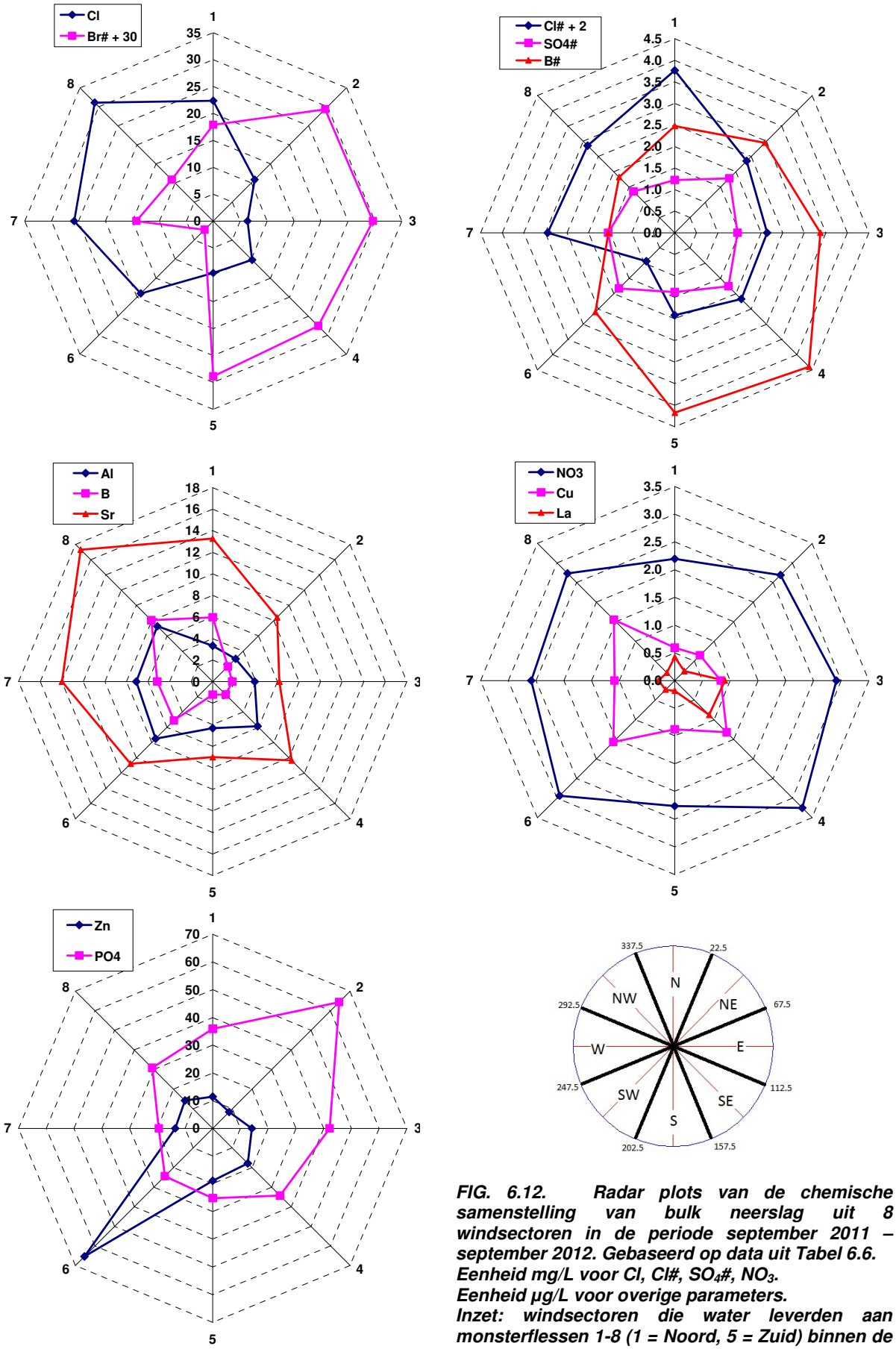


FIG. 6.12. Radar plots van de chemische samenstelling van bulk neerslag uit 8 windsectoren in de periode september 2011 – september 2012. Gebaseerd op data uit Tabel 6.6. Eenheid mg/L voor Cl, Cl#, SO_4#, NO_3. Eenheid µg/L voor overige parameters. Inzet: windsectoren die water leverden aan monsterflessen 1-8 (1 = Noord, 5 = Zuid) binnen de windrichting selectieve collector WA.

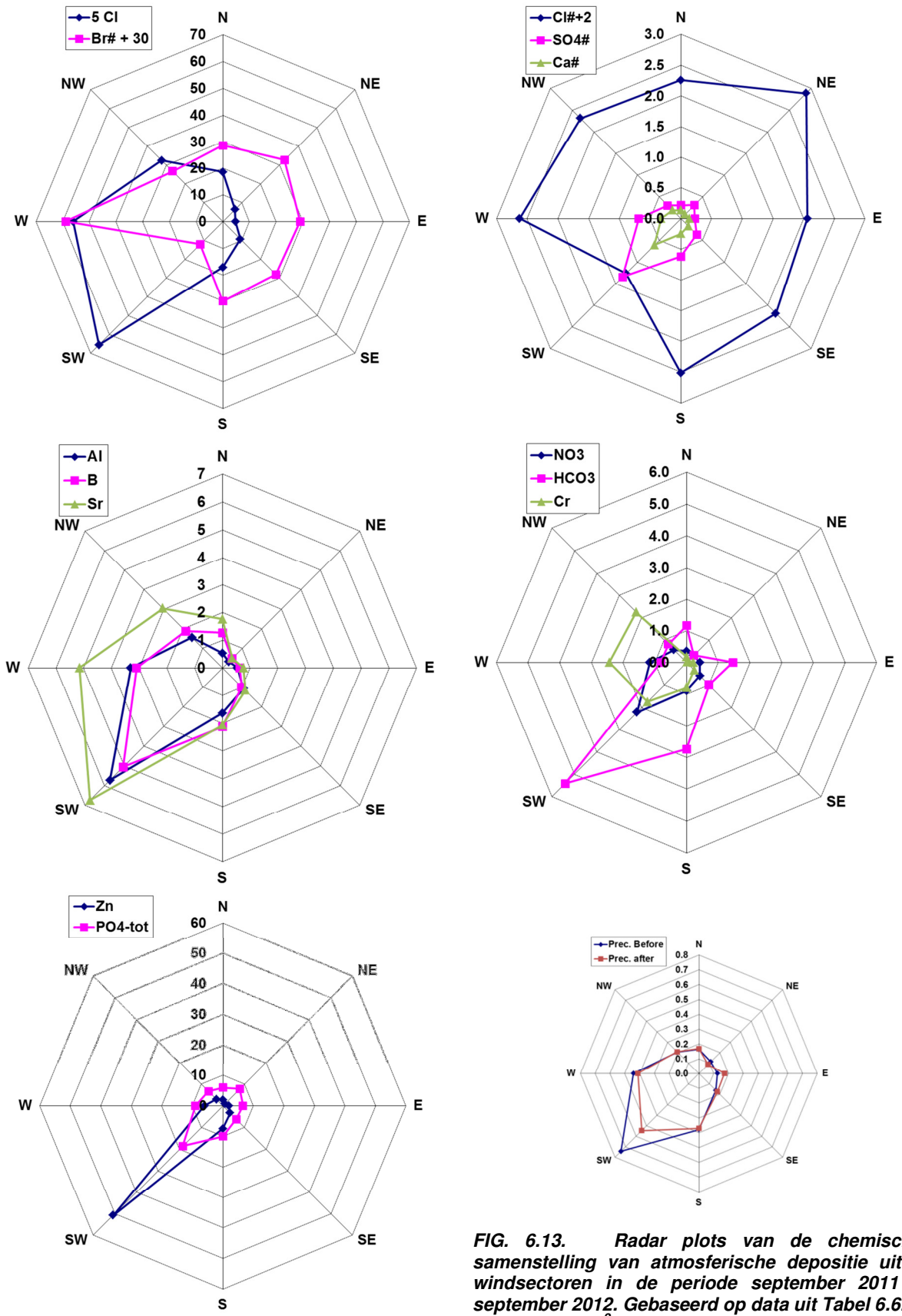


FIG. 6.13. Radar plots van de chemische samenstelling van atmosferische depositie uit 8 windsectoren in de periode september 2011 – september 2012. Gebaseerd op data uit Tabel 6.6. Eenheid mg/m²/d voor Cl, Cl#, SO_4#, NO_3, HCO_3; µg/m²/d voor spore-elementen en PO_4; regenval in mm/d.

Mariene winden (ZW – NW)
Zeewind (voornamelijk ZW-NW) brengt regen met de laagste concentraties continentale luchtverontreinigingscomponenten als B#, Br#, Cl#, NO_3, SO_4#, PO_4, de hoogste concentraties aan sea spray gerelateerde componenten zoals Cl, Na, K, Mg, B, Li, Mo en Sr, en de hoogste concentraties aan stofcomponenten van het strand en kaal duin zoals Al en Ca# (Fig.6.12). Maxima treden vooral op tijdens NW wind, hetgeen vooral samenhangt met de geringere regenval (dus minder verdunning) en in mindere mate met de kortere afstand over land (Fig.3.1). Dit omdat de windsnelheid uit NW richting niet hoger is dan die uit het ZW (Fig.4.4).
De abnormaal hoge Zn concentratie uit het ZW kent nog geen verklaring. Het zou een artefact kunnen zijn.
De ZW wind brengt veruit de meeste neerslag, zodat de depositie uit die richting voor veel componenten alleen al daardoor de hoogste is (Fig.6.13). Het beeld wijzigt voor met name Cl# en Br#, die vanuit het ZW juist een lage depositie tonen. Dit wijst op een dominanter aandeel aan andere Cl en Br bronnen vanuit de andere windrichtingen.

Continentale winden (NO – Z)
Landwind (voornamelijk O-Z) brengt regen met de laagste concentraties sea spray gerelateerde componenten en de hoogste concentraties continentale luchtverontreinigings-componenten als H, B#, F#, NO_3 en NH_4. Landwind vertoont concentratiepieken voor PO_4 vanuit het NO, voor La vanuit het O-ZO en van NO_3 vanuit het ZO (Fig.6.12). Dit beeld geldt niet meer voor de depositie, omdat de hoge regenval vanuit het ZW dan een overheersend stempel zet.

Wind uit het IJmond gebied (N-NO)
Verwacht werd dat er bij wind uit het N-NO concentratieverhogingen zouden zijn voor Fe en F, vanwege emissies door de staalfabrieken van Tata Steel in de IJmond (Vermeulen, 1977; Stuyfzand 1992). Dit was niet het geval, waarschijnlijk dankzij allerlei emissiebeperkende maatregelen in het gebied gedurende de afgelopen decennia. Wel zien we in 2011-2012 de hoogste concentraties aan SO4#, Cl#, K# en PO_4 uit de richting van de IJmond komen. De verhoogde niveaus kunnen wat niet-marien Cl betreft samenhangen met industriële emissies van HCl of Cl_2, en die van K# en PO_4 met de productie of opslag van kunstmest in de IJmond. Nader onderzoek is gewenst. Ook de depositie van Cl# vertoont een maximum uit NO richting.

6.7 Variaties afhankelijk van neerslaghoeveelheid

Enkele bestanddelen van bulk neerslag vertonen een positief verband met de reciproque van de bruto neerslag. Dit verband is als volgt:

$$C = a + b / P \qquad (6.4)$$

waarin: C = concentratie [mg/L]; a, b = constanten; P = bruto neerslag [mm/periode].

Deze formule impliceert dat een constant achtergrondniveau (constante a) en een constant luchtverontreinigingsniveau (constante b) in een variabel watervolume (P). Onder andere NO_3 (R^2=0.86) en SO_4# (R^2 = 0.82) gehoorzamen goed aan Eq.6.4, in 14-daagse monsters van station KB1 in de periode september 2010 - september 2012 (Fig.6.14). Dit geldt overigens ook voor WB2. Andere parameters die zich met Eq.6.4 goed laten voorspellen zijn Ca, SiO_2 en V.
De relaties voor NO_3 en SO_4# in 2010-2012 komen uitstekend overeen met die waargenomen in de jaren 80 ten zuiden van Zandvoort (Stuyfzand, 1993). Alleen waren toen de achtergrond- en verontreinigingsniveaus veel hoger. Voor SO_4# gold in 1981 a = 1.7 en voor b = 90.7, en dat zijn waarden die 3.5-4 maal hoger liggen dan in 2010-2012!

Variaties in het niveau van luchtverontreiniging verhinderen dat Eq.6.4 perfecte relaties oplevert. Eq.6.4 kan niet toegepast worden op zeezouten, omdat deze een sterke variatie in de natuurlijke emissie via sea spray ondervinden.

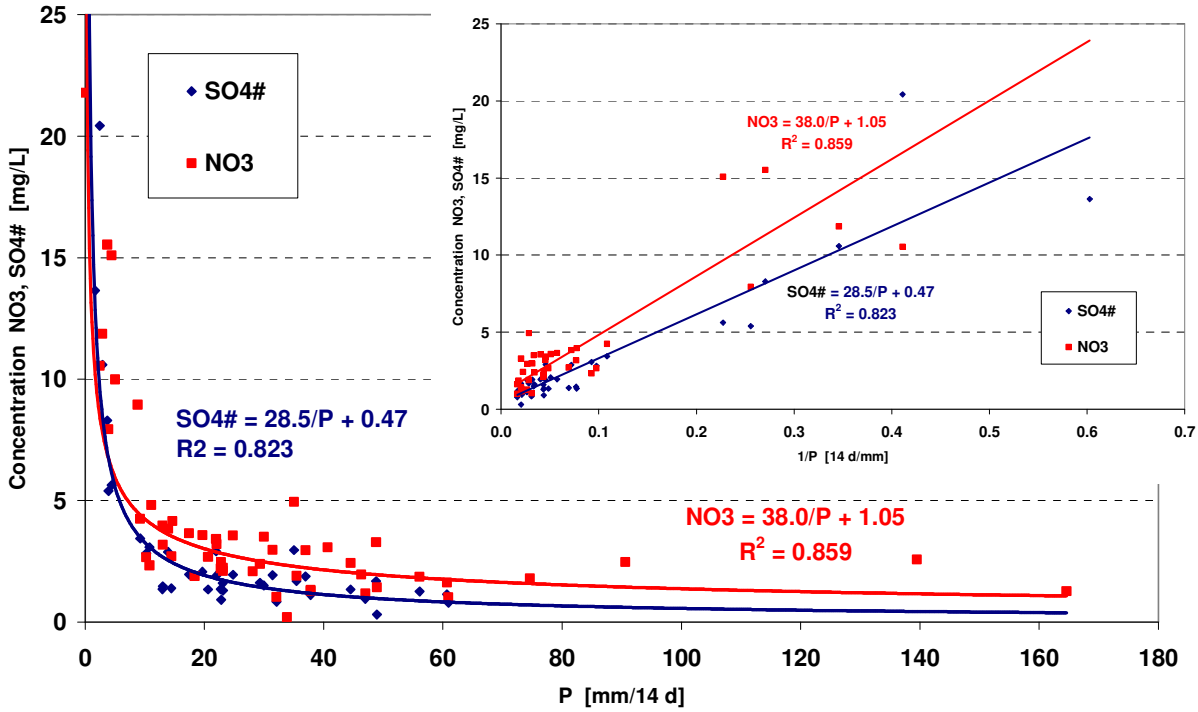


FIG. 6.14. Relatie tussen de NO_3 en SO_4# concentratie in bulk neerslag en de hoeveelheid neerslag (P) voor meetstation KB1 in Kattendel, in de periode september 2010 – september 2012.

6.8 Extremen

De analyseresultaten voor enkele extreme weerperiodes zijn gepresenteerd in Tabel 6.7. Onderscheiden zijn extremen gerelateerd aan een intens mariene periode (4-17 januari 2011; v-wind = 8.3 m/s uit N°216E) en een continentale periode (2-9 september 2010; v-wind = 5.8 m/s uit N°71E), een extreem droge periode (19 april – 3 mei 2011; v-wind = 7.4 m/s uit N°59E), en een periode met abnormaal veel vogelexcrementtreffers (3-22 maart 2011; v-wind = 6 m/s uit N°162E).
De mariene periode bracht niet alleen veel zeezout maar ook veel kuststof (Al, SiO_2, Ca#, Sr#) hetgeen tot een hoge pH leidde. Vreemd genoeg waren ook de concentraties van Cl#, SO_4# en Br# behoorlijk hoog.
Tijdens de zeer droge episode getuigen de relatief hoge pH en concentraties HCO_3, NO_3, Ca#, Sr# en B# van significante inputs van kuststof. De Cl/Br verhouding en concentraties van Ba en V waren bovendien relatief hoog.
Vogelexcrementtreffers kunnen de regenwaterchemie behoorlijk mutileren, vooral wat betreft typische nutriënten als PO_4, NH_4 en K, maar ook SO_4 en F, en in mindere mate de meeste andere parameters (→ § 6.3.2). Het effect is het grootst bij weinig regenval.

6.9 Vergelijking met SIDs

De EC metingen aan regenval met de KNMI bulk collector te Wieringen en te Kattendel kunnen in Tabel 6.8 vergeleken worden met die aan de zoutcollectoren (SIDs) op dezelfde locaties. Fig.6.15 toont het verloop gedurende de periode september 2010 – mei 2011. De

metingen verschillen op bepaalde momenten, vooral omdat neerslag de EC van bulk regenval reduceert maar die van de SIDs niet (zie Eq.5.1).

TABEL 6.7. Voorbeelden van extreme samenstellingen van bulk neerslag, tijdens resp. een intens continentale (Cont.) en mariene (Mar.) episode, tijdens weinig regenval (low P.), en met toenemende invloed van vogelexcrementtreffers (BD: HN4 > BD1 > KB1 = 0). Data zonder correcties. Voor locatie van regenvangers zie Fig.2.1. Bruingeel gekleurde cellen indiceren maximum waarde.

Par.	Unit	KB1	KB1	KB1	KB1	BD1	HN4
Episode		Cont.	Mar.	low P.	no BD	BD	BDmax
X-HWL	m	215	215	215	215	86	458
Prec	mm/period	22.7	10.8	1.7	14.4	14.2	2.6
EC-20	uS/cm	12	560	215	92	82	1349
pH	lab	5.50	7.18	7.38	5.20	7.00	
Cl	mg/L	0.6	164.1	29.7	18.3	10.4	210.8
SO4	mg/L	1.4	24.2	18.5	4.0	11.3	464.9
HCO3	mg/L	2	2	29	17	12	9
NO3	mg NO3/L	2.2	2.3	27.4	2.7	2.7	9.5
NO2	mg NO2/L	0.04	0.02	0.02	0.02	0.07	0.02
PO4-t	ppm PO4	0.03	0.03	0.07	0.01	7.13	930.24
F	mg/L	0.02	0.04	0.12	0.01	0.04	3.18
Na	mg/L	0.4	83.9	19.1	10.4	8.1	205.0
K	mg/L	0.3	3.5	2.7	0.5	6.6	342.0
Ca	mg/L	0.8	11.5	14.0	1.1	2.1	22.1
Mg	mg/L	0.1	10.2	2.4	1.2	0.6	5.0
Fe	mg/L	0.005	0.002	0.009	0.019	0.009	0.066
Mn	mg/L	0.005	0.002	0.002	0.007	0.017	0.125
NH4	mg NH4/L	1.1			0.6	1.8	
SiO2	mg SiO2/L	0.04	0.08	1.25	0.09	0.14	2.53
Ag	ug/L	0.15	0.20	0.20	0.04	0.20	0.20
Al	ug/L	2.8	9.3	15.4	16.3	7.0	73.0
As	ug/L	1.0	1.0	0.5	0.7	0.1	26.1
B	ug/L	0.5	24.7	15.7	5.1	4.4	56.2
Ba	ug/L	2.4	1.2	8.5	1.5	1.8	7.4
Be	ug/L	0.025	0.010	0.010	0.010	0.010	0.002
Br	ug/L	15	787	45	30	15	632
Cd	ug/L	0.00	0.02	0.03	0.11	0.39	0.72
Co	ug/L	0.4	0.4	0.8	0.2	0.3	2.1
Cr	ug/L	0.3	0.3	0.5	0.3	0.2	7.7
Cu	ug/L	2.6	0.7	7.2	2.1	4.2	14.8
Eu	ug/L	0.10	0.02	0.10	0.26	0.20	0.24

Par.	Unit	KB1	KB1	KB1	KB1	BD1	HN4
Episode		Cont.	Mar.	low P.	no BD	BD	BDmax
X-HWL	m	215	215	215	215	86	458
Ho	ug/L	0.01	0.06	0.16		0.10	0.10
La	ug/L	0.30	0.25	0.25	0.17	2.51	0.25
Li	ug/L	0.2	1.4	0.3	0.6	0.3	2.4
Mo	ug/L	0.3	0.3	1.5	0.04	0.3	8.8
Ni	ug/L	0.3	0.9	0.5	0.8	0.7	1.2
Pb	ug/L	1.3	0.6	0.5	1.9	1.7	6.1
Sc	ug/L	0.01	0.05	0.05	0.05	0.05	0.24
Sr	ug/L	3	86	52	11	11	101
Tl	ug/L	1.5	0.8	1.5	1.5	1.5	1.5
V	ug/L	1.9	1.0	9.9	0.4	1.1	9.7
Yb	ug/L	0.10	0.03	0.05	0.04	0.03	0.05
Zn	ug/L	8.7	2.5	5.8	12.5	17.7	101.0
Cl#	mg/L	-0.02	13.3	-4.6	-0.4	-4.1	-157.6
SO4#	mg/L	1.3	3.1	13.6	1.4	9.3	413.3
Na#	mg/L	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
K#	mg/L	0.3	0.4	1.9	0.1	6.3	334.4
Ca#	mg/L	0.7	8.3	13.3	0.7	1.8	14.2
Mg#	mg/L	0.0	0.13	0.12	-0.1	-0.3	-19.6
B#	ug/L	0.4	-10.3	7.7	0.7	1.0	-29.4
Br#	ug/L	13	274	-71	-33	-34	-620
F#	ug/L	22	31	120	9	34	3151
Li#	ug/L	0.1	0.1	0.1	0.4	0.2	-0.8
Mo#	ug/L	0.3	0.2	1.5	0.03	0.2	8.6
Sr#	ug/L	2	25	38	3	5	-50
Cl/Br	(mg/L)	41	209	657	607	693	334
Cl/Na	(mg/L)	1.75	1.96	1.55	1.76	1.29	1.03
Biol	%TDS	12.2	0.0	0.0	1.1	14.1	42.4
Acids	%TDS	39.0	6.2	28.5	6.7	12.8	0.6
Marine	%TDS	12.1	99.3	37.4	59.5	30.1	17.5
Cont	%TDS	36.8	-5.5	34.0	32.8	43.0	39.6

TABEL 6.8. Vergelijking van EC metingen met de bulk regenvangers en met de SIDs op locaties Wieringen en Kattendel, samen met wind en regenval data voor de periode 1 september 2009 – 30 mei 2011. Gele cellen hebben landwind.

End date	Rain depth	Wind		EC spray collectors		EC bulk rain coll	
sampling	Overveen	direction	velocity	Wieringen	Kattendel	Wieringen	Kattendel
period	mm	NoE	m/s	uS/cm			
9-sep-2010	20.4	71	5.8			22	14
16-sep-2010	37.1	249	10.1			87	146
23-sep-2010	23.3	246	7.3	278	967	86	192
30-sep-2010	27.5	8	5.7	146	324	55	92
7-okt-2010	25.5	162	6.1	33	38	10	16
21-okt-2010	52.0	16	7.7	266	584	52	79
4-nov-2010	26.3	224	10.2	761	2383	129	264
11-nov-2010	25.1	172	8.2	365	997	44	80
18-nov-2010	38.8	230	7.2	1042	2547	70	88
25-nov-2010	12.1	77	5.1	58	63	42	49
9-dec-2010	18.0	94	7.2	52	99	50	80
6-jan-2011	54.7	322	6.6	279	506	58	103
20-jan-2011	71.2	216	8.3	169	513	26	32
3-feb-2011	10.8	2	7.1	129	283	57	100
17-feb-2011	32.3	198	8.7	674	2303	66	101
3-mrt-2011	47.2	88	7.1	223	298	51	48
22-mrt-2011	3.0	162	6.0	161	429	153	226
5-apr-2011	7.9	206	5.9	107	294	36	56
19-apr-2011	5.1	301	4.9	121	272	96	175
3-mei-2011	1.0	59	7.4	68	72	159	232
17-mei-2011	13.0	259	5.8	87	182	93	86
30-mei-2011	5.8	238	8.4	440	1338	184	323

De schatting van de EC van bulk neerslag (EC_{BULK}) uit de EC-meting aan een SID (EC_{SID}) geschiedt dan ook volgens de volgende relatie

$$EC_{BULK} = a\ EC_{SID} / P + c \qquad (6.5)$$

waarin: a, c = factoren die afhangen van de windsnelheid en afstand tot HWL [-]; P = lokale regenval tijdens de meetperiode [mm/periode].

De beste fit werd verkregen met a = 2.3 en c =20 voor Wieringen, en a = 1.2 en c =20 voor Kattendel. De resultaten van voorspelling vertonen in Fig.6.16 inderdaad een goede overeenkomst met de meetwaarden, resulterend in R=0.91voor Wieringen en R=0.82 voor Kattendel.

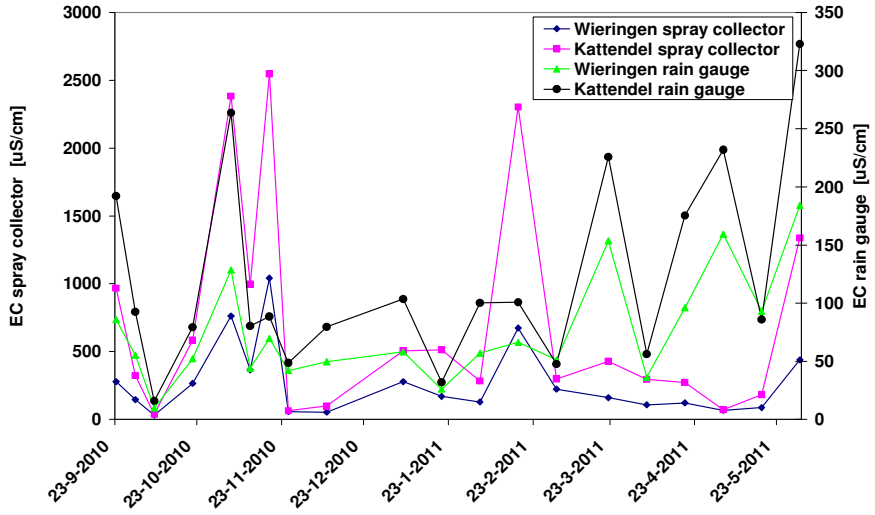


FIG. 6.15. EC-verloop van bulk regenwater uit de permanente KNMI collectoren en van zout zoals onderschept met de zoutcollectoren (SIDs), op locaties Wieringen en Kattendel. De SID data hebben betrekking op het rekenkundige gemiddelde voor 4 (Kattendel Laag) en 10 (Wieringen) collectoren op locatie. Naar: Stuyfzand & Arens (2011).

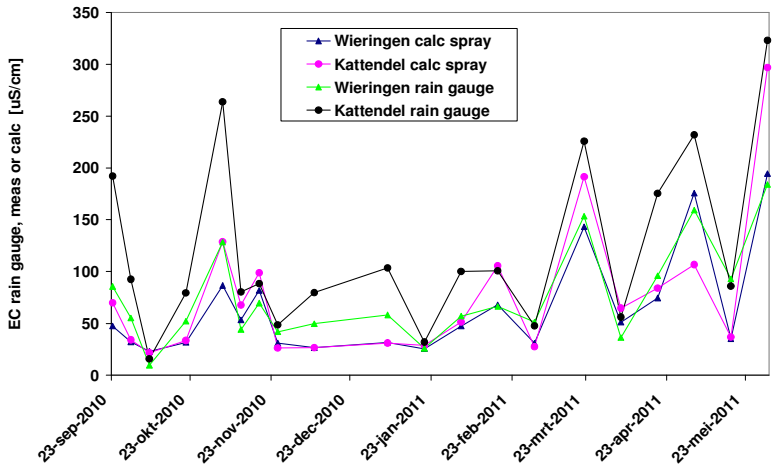


FIG. 6.16. Gemeten en berekende EC-verloop voor bulk regenval op locaties Wieringen en Kattendel. EC waarden berekend uit SID-metingen, zijnde het rekenkundige gemiddelde voor 4 (Kattendel Laag) en 10 (Wieringen) collectoren op locatie. Naar: Stuyfzand & Arens (2011).

6.10 Vergelijking met windberekeningen

Het verloop van de Cl-concentratie in bulk regenval kan voor Wieringen (WB2) in Fig.6.17 vergeleken worden met de voorspelde concentratie op basis van het zeezoutdepositiemodel volgens Eq.3.1, met of zonder de term $\sqrt{(P_{AV}/P)}$. De overeenkomst is behoudens enkele afwijkingen zeer goed te noemen, en voldoet met de term $\sqrt{(P_{AV}/P)}$ beter dan zonder.

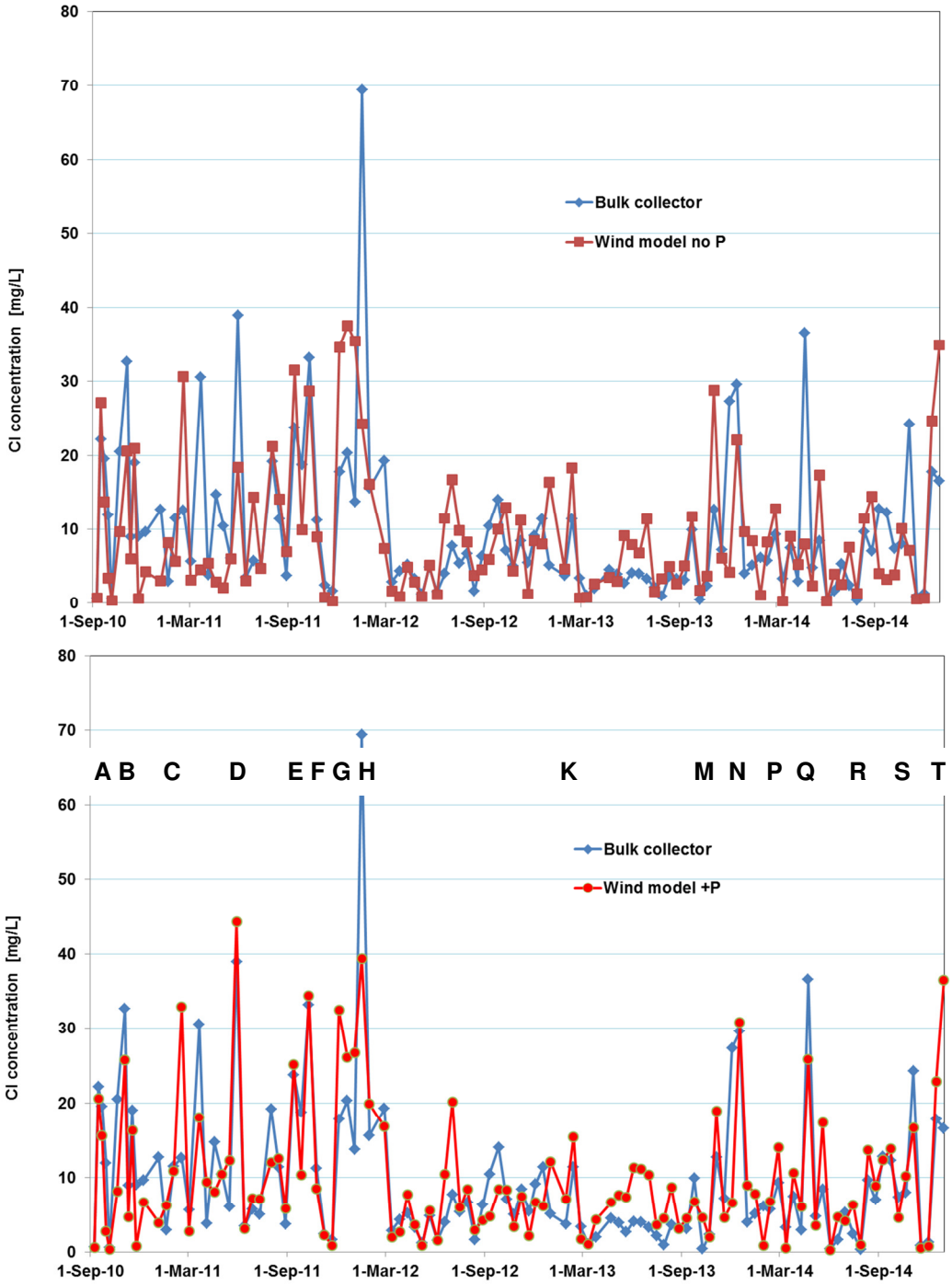


FIG. 6.17. Gemeten en berekende Cl-concentratie voor bulk regenval op locatie Wieringen in de periode september 2010 t/m december 2014. Berekende waarden volgens het zeezoutdepositiemodel, zonder (boven) en met (onder) rekenschap van variaties in regenval. Het model mèt presteert beter. Geplotte datum van meting is aan einde van meestal 14-daagse meetperiode. Nummering van stormperioden conform Fig.4.3.

6.11 Vergelijking vóór en na de ingrepen

Volgens bulkcollectoren KB1 en WB2

De ingrepen vonden grotendeels plaats, in de omgeving van al het opgestelde meetinstrumentarium, in de periode 15 september 2012 – 10 maart 2013. De regenwaterkwaliteit vóór de ingrepen kan vergeleken worden met die daarna in Tabel 6.9. Het betreft de KNMI bulkvangers KB1 en WB2. KB1 (X_{HWL} = 225 m) bevond zich op ca. 100 m landinwaarts van kerf 3 en direct aan de zuidrand van kaalgeschoren, noordelijke paraboolarm A (Fig.1.4). WB2 (X_{HWL} = 707 m) bevond zich op ca. 150 m landinwaarts van de kaalgeschoren/geplagde duinvallei D en ca. 150 m WZW van kaalgeschoren duingebied G (Fig.1.4). De verschillen qua ligging van KB1 en WB2 t.o.v. de ingrepen en qua waargenomen kwaliteitsveranderingen maken dat WB2 in relatieve zin een soort referentie (achter)grondstation vormt en KB1 veel meer een monitoringstation van effecten van de ingrepen. In aanvulling op Tabel 6.9 is in Fig.6.18 het verloop weergegeven van de pH en concentratie van Ca#, HCO_3 en SiO_2 voor KB1 en WB2. En tenslotte is In Fig.6.19 is de verhouding geplot van de Cl-concentratie van KB1 en WB2, R_{Cl}(KB1/WB2), als functie van resp. de Cl concentratie in bulk neerslag vóór en na de ingrepen, op Wieringen volgens het windmodel (met windgegevens van IJmuiden), de windsnelheid te IJmuiden en de windrichting te IJmuiden.

Uit het gepresenteerde materiaal wordt het volgende geconcludeerd:

1. beide regenvangers etaleren na de ingrepen aanzienlijk lagere concentraties van de meeste opgeloste stoffen (zie EC, TDS), waaronder de zeezouten, H, SO_4, NO_3, vele zware metalen en enkele voor zeezout gecorrigeerde elementen (Cl#, SO_4# en Mo#). Dit hangt vooral samen met een gemiddelde daling van de windsnelheid uit zee en dalende trend in de mate van luchtverontreiniging. Als gecorrigeerd zou moeten worden voor de geringe verschillen in regenval, dan zou de concentratiedaling nog iets groter zijn.
2. beide regenvangers etaleren na de ingrepen (iets) hogere concentraties van een beperkt aantal spore-elementen (F, As, B, Cd, Co, Ho, La, Tl), en van diverse voor zeezout gecorrigeerde bestanddelen (Na#, K#, Mg#, B#, F#, Sr#). Deze veranderingen zijn beperkt van omvang en getuigen van een iets gewijzigde samenstelling van de atmosferische depositie, vooral t.a.v. stofcomponenten. De oorzaak hiervan is niet verder onderzocht.
3. regenvanger KB1 (de meest beïnvloede) vertoont na de ingrepen, in tegenstelling tot WB2, juist duidelijk hogere concentraties HCO_3, Ca, NH_4 en SiO_2. Dit wijst op meer invang van kalkrijk kuststof (vooral vanaf strand en zeereep) bij KB1, conform verwachting. Opmerkelijk is dat WB2 iets minder kuststof na de ingrepen onderschepte, ondanks de verwachte toename van depositie van stof vanuit de zeereep.
4. R_{Cl}(KB1/WB2) is na de ingrepen gemiddeld gedaald, m.a.w. de zeezoutdepositiegradiënt tussen KB1 en WB2 nam af. Dit is normaal wanneer de gemiddelde windsnelheid afneemt (Fig.5.2). De daling was daarbij het grootst bij harde wind (v_{WIND} > 5.7 m/sec) en vond vooral plaats bij zeewind (eigenlijk tussen 140 en 360 N°E). Deze conclusie is in overeenstemming met die t.a.v. de SIDs (→ § 5.4), ook al zijn er verschillen qua bereik van de windwaarden.

Ter verdere vaststelling van eventuele effecten van de ingrepen op KB1, is de samenstelling van bulk neerslag aldaar vóór en na de ingrepen gerelateerd aan de samenstelling op relatief referentiepunt WB2, door de volgende ratio te nemen:

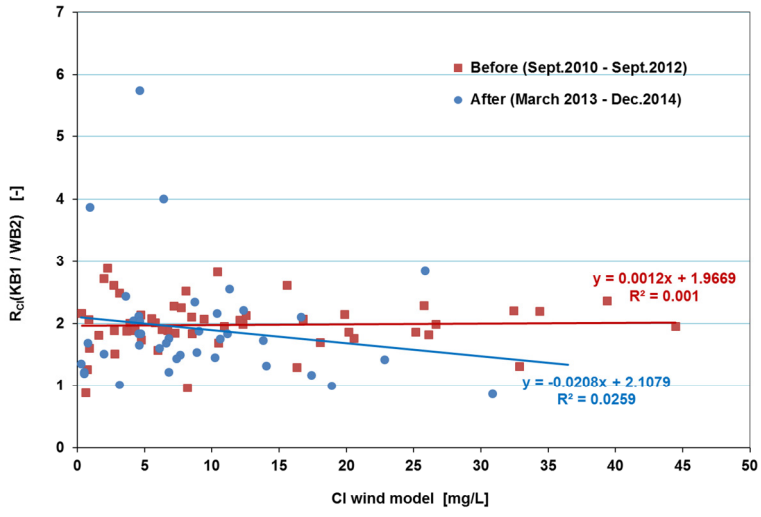
$$RC_{KB1/WB2} = \{KB1_{VOOR} / KB1_{NA}\} / \{WB2_{VOOR} / WB2_{NA}\} \quad (6.6)$$

Als drempel tegen toevalligheden is arbitrair gehanteerd het bereik van $RC_{KB1/WB2}$ = 0.9 – 1.1. Waarden <0.9 wijzen op een relatieve toename voor KB1 na en mogelijk door de ingrepen, terwijl waarden >1.1 op een relatieve afname voor KB1 wijzen na en mogelijk door de ingrepen.

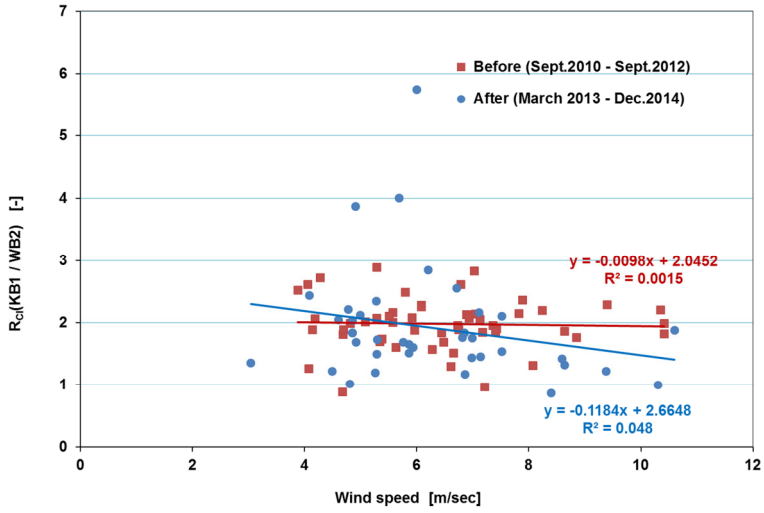
TABEL 6.9. Naar regenval gewogen gemiddelde samenstelling van bulk neerslag op collector KB1 en WB2 (KNMI-type) vóór (september 2011 – september 2012) en na de ingrepen (maart 2013 – december 2014). Meest rechter kolom = KB1/WB2 = [$KB1_{BEFORE}$/ $KB1_{AFTER}$] / [$WB2_{BEFORE}$/ $WB2_{AFTER}$].
Bruingeel gekleurde cellen = maximum waarde voor of KB1 of WB2. Blauw gekleurde cellen = KB1/WB2 <0.9 (ingreep → relatieve toename KB1). Groen gekleurde cellen = KB1/WB2 >1.1 (ingreep → relatieve afname KB1). w.mean = naar neerslag gewogen gemiddelde. sdev = standaard deviatie bij gewone gemiddelde.

Para-	Unit	KB1						WB2						KB1/WB2
meter		before			after			before			after			bef / aft
		w. mean	sdev	n	w. mean	sdev	n	w. mean	sdev	n	w. mean	sdev	n	w. mean
Prec	mm/d	2.36	1.99	53	2.21	1.95	39	2.53	1.97	54	2.32	1.95	47	0.98
EC	lab	85	91	53	58	70	39	55	40	54	35	30	47	0.92
pH	lab	4.8	0.9	53	6.2	0.7	40	4.7	0.8	54	5.2	0.6	47	0.86
H	mmol/L	0.016	0.028	53	0.001	0.004	40	0.019	0.019	54	0.006	0.006	47	7.49
Cl	mg/L	22.5	26.8	53	10.7	18.5	39	11.7	12.1	54	6.4	8.0	47	1.15
SO4	mg/L	4.9	5.0	53	3.1	3.5	39	3.0	3.1	54	2.3	1.8	47	1.18
HCO3	mg/L	7.7	9.4	37	8.9	13.5	39	5.6	7.5	37	2.5	2.4	47	0.38
NO3	mg NO3/L	2.4	5.2	53	2.2	2.5	39	2.3	4.4	54	1.9	1.7	47	0.93
NO2	mg NO2/L	0.04	0.14	51	0.05	0.13	39	0.02	0.05	52	0.02	0.04	47	1.01
PO4-tot	mg PO4/L	0.053	0.042	53	0.016	0.031	39	0.041	0.039	54	0.013	0.023	47	1.07
F	mg/L	0.023	0.040	52	0.045	0.068	39	0.018	0.028	53	0.021	0.044	47	0.59
Na	mg/L	12.4	14.2	52	6.5	10.6	39	6.7	6.3	54	4.1	4.7	47	1.18
K	mg/L	0.5	0.6	52	0.3	0.4	39	0.3	0.2	54	0.2	0.2	47	1.07
Ca	mg/L	2.4	3.0	52	3.0	4.0	39	0.9	1.6	54	0.7	1.0	47	0.64
Mg	mg/L	1.5	1.7	52	0.8	1.1	39	0.8	0.8	54	0.5	0.5	47	1.20
Fe	mg/L	0.009	0.022	52	0.004	0.009	39	0.005	0.005	54	0.003	0.006	47	1.51
Mn	mg/L	0.005	0.012	52	0.003	0.018	39	0.004	0.006	54	0.003	0.007	47	1.34
NH4	mg NH4/L	0.64	0.44	16	0.95	1.77	39	0.71	0.40	16	0.66	0.68	47	0.63
SiO2	mg SiO2/L	0.06	0.20	52	0.08	0.16	39	0.04	0.14	54	0.03	0.08	47	0.59
Ag	ug/L	0.2	0.1	49	0.2	0.1	37	0.2	0.2	54	0.2	0.1	41	0.77
Al	ug/L	6.0	7.8	52	4.4	13.0	39	5.6	7.6	54	3.5	7.7	47	0.86
As	ug/L	1.4	0.9	49	1.8	1.1	33	1.2	0.8	48	1.6	1.2	39	1.04
B	ug/L	10.4	7.9	52	10.4	9.2	36	6.9	4.7	54	8.4	7.4	35	1.21
Ba	ug/L	1.8	1.8	51	1.6	1.1	39	1.5	1.7	53	1.2	1.6	47	0.84
Be	ug/L	0.009	0.005	51	0.007	0.003	38	0.010	0.006	52	0.008	0.004	45	0.89
Br	ug/L	66	112	53	35	50	39	42	35	54	22	24	47	0.98
Cd	ug/L	0.30	0.57	47	0.82	0.79	36	0.33	0.65	47	0.43	0.45	46	0.48
Co	ug/L	0.4	0.2	52	0.5	0.3	39	0.3	0.3	54	0.6	0.4	47	1.34
Cr	ug/L	3.6	8.6	52	0.2	0.1	39	4.3	10.6	54	0.2	0.1	47	0.86
Cu	ug/L	2.8	7.2	52	1.0	1.8	39	1.3	3.5	54	0.7	0.7	47	1.52
Eu	ug/L	0.10	0.06	47	0.12	0.05	36	0.10	0.05	49	0.09	0.06	45	0.78
Ho	ug/L	0.11	0.12	48	0.12	0.08	35	0.11	0.05	52	0.12	0.11	42	1.05
La	ug/L	0.2	0.1	51	0.2	0.1	39	0.2	0.1	53	0.2	0.1	47	0.92
Li	ug/L	0.3	0.4	50	0.2	0.2	38	0.2	0.3	50	0.2	0.1	42	1.55
Mo	ug/L	0.6	0.6	51	0.3	0.4	39	0.3	0.4	54	0.2	0.3	47	2.04
Ni	ug/L	0.5	0.3	52	0.4	0.4	33	0.4	0.3	53	0.4	0.3	42	1.29
Pb	ug/L	0.9	1.0	49	0.5	0.3	34	0.9	1.0	53	0.7	0.6	44	1.52
Sc	ug/L	0.04	0.02	52	0.03	0.02	39	0.03	0.02	54	0.03	0.02	47	1.21
Sr	ug/L	17	16	52	15	19	39	7	6	54	5	6	47	0.83
Tl	ug/L	1.2	0.5	52	1.5	0.8	36	1.3	0.7	54	1.4	1.1	47	0.84
V	ug/L	0.7	1.6	52	0.5	0.5	39	0.7	1.3	54	0.5	0.4	47	1.06
Yb	ug/L	0.07	0.04	52	0.05	0.04	39	0.06	0.04	54	0.06	0.04	47	1.43
Zn	ug/L	17.5	21.0	52	8.8	12.6	39	20.9	31.3	54	7.4	6.4	47	0.71
Cl#	mg/L	0.1	2.7	52	-1.0	2.0	39	-0.2	1.7	54	-0.9	1.2	47	-0.36
SO4#	mg/L	1.7	3.6	53	1.4	1.3	39	1.4	2.7	54	1.2	1.2	47	1.10
Na#	mg/L	0.0	0.0	52	0.0	0.0	39	0.0	0.0	54	0.0	0.0	47	1.18
K#	mg/L	0.0	0.3	52	0.1	0.2	39	0.0	0.0	54	0.0	0.1	47	0.59
Ca#	mg/L	2.0	2.8	52	2.7	3.8	39	0.7	1.6	54	0.6	0.9	47	0.61
Mg#	mg/L	0.02	0.1	52	0.05	0.2	39	0.01	0.1	54	0.04	0.1	47	1.96
B#	ug/L	5	8	52	8	10	36	4	5	54	7	7	35	1.09
Br#	ug/L	-10	51	53	-5	26	39	1	19	54	-3	16	47	-8.40
F#	ug/L	21	40	52	45	68	39	17	28	53	20	44	47	0.57
Li#	ug/L	0.1	0.3	50	0.1	0.2	38	0.1	0.3	50	0.1	0.1	42	1.69
Mo#	ug/L	0.6	0.6	51	0.3	0.4	39	0.3	0.4	54	0.2	0.3	47	2.06
Sr#	ug/L	8	11	52	10	15	39	2	3	54	2	3	47	0.78
Cl/Br	mg/L	341	215	53	305	720	39	282	176	54	296	512	47	1.17
Cl/Na	mg/L	1.8	0.2	52	1.6	0.2	39	1.8	0.3	54	1.6	0.3	47	0.98
Ca/Mg	mg/L	1.6	3.5	52	3.6	8.8	39	1.1	4.1	54	1.3	1.9	47	0.53
Ca/Sr	mg/L	143	72	52	197	44	39	131	107	54	139	63	47	0.77
Fe/Mn	mg/L	1.6	5.3	52	1.2	5.7	39	1.3	9.1	54	1.1	3.0	47	1.13
HCO3/Ca	mmol/L	2.1	5.4	37	2.0	0.7	39	4.0	7.5	37	2.2	1.1	47	0.60
HCO3/ΣA	meq/L	0.1	0.2	37	0.3	0.2	39	0.2	0.2	37	0.1	0.1	47	0.40
TDS-sum	mg/L	55	48	53	37	43	39	32	23	54	19	18	47	0.91
Biol	%TDS	1.3	2.8	53	2.6	3.0	39	2.3	3.0	54	3.5	3.7	47	0.72
Acids	%TDS	7.8	12.9	53	10.2	10.3	39	11.4	16.0	54	16.6	12.4	47	1.11
Marine	%TDS	73.8	25.4	53	52.9	21.7	39	66.2	29.0	54	60.1	23.7	47	1.27
Cont	%TDS	17.1	18.2	53	34.3	17.5	39	20.1	22.4	54	19.9	11.3	47	0.49
AlSi	%TDS	0.2	0.6	52	0.4	0.3	39	0.3	1.1	54	0.3	0.5	47	0.74
XCO3	%TDS	16.8	18.3	52	33.9	17.5	39	19.8	22.4	54	19.5	11.1	47	0.49

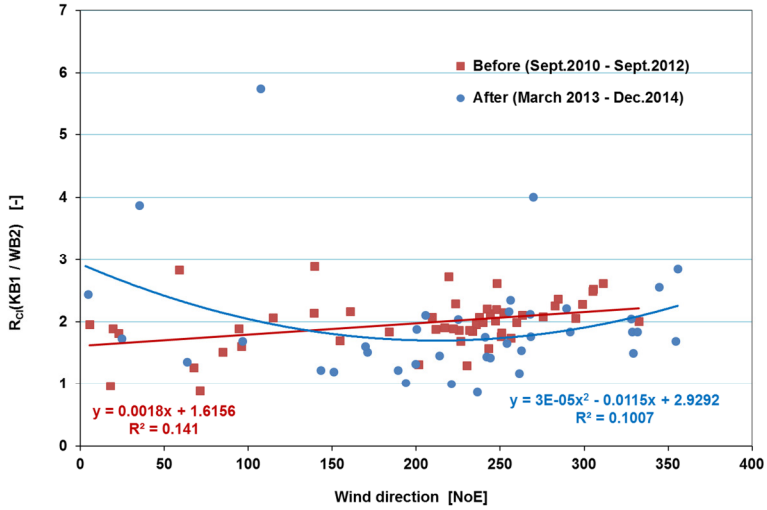
FIG. 6.18. Verloop in chemische samenstelling van bulk neerslag op vangers KB1 en WB2 in de hele meetperiode (september 2010 t/m december 2014).



A



B



C

FIG. 6.19. Verhouding van Cl-meetwaarden van regenvangers Kattendel (KB1) en Wieringen (WB2), R_{Cl}(KB1/WB2), vóór en na de ingrepen als functie van: (A) de Cl concentratie in bulk neerslag op Wieringen volgens het windmodel (met windgegevens van IJmuiden), (B) de windsnelheid te IJmuiden en (C) de windrichting te IJmuiden.

TABEL 6.10. Naar regenval gewogen gemiddelde samenstelling van bulk neerslag uit 8 windsectoren, op collector WA (windrichtingselectieve VU-collector) vóór (september 2011 – september 2012) en na de ingrepen (maart 2013 – december 2014).
Turquoise gekleurde cellen = maximum waarde vóór de ingrepen. Bruingeel gekleurde cellen = maximum waarde na de ingrepen. Geel gekleurde cellen = parameter met bias door equipmentcorrosie.

Para-	Unit	Wind directional collector WA															
meter		before	after	before	after	before	after	before	after	before	after	before	after	before	after	before	after
		N		NE		E		SE		S		SW		W		NW	
Prec	mm/d	0.16	0.17	0.11	0.09	0.13	0.17	0.16	0.18	0.38	0.37	0.74	0.55	0.44	0.41	0.21	0.21
EC	lab	66	45	72	25	67	21	131	20	102	28	97	51	152	64	137	64
pH	lab	4.7	5.5	4.9	5.4	5.1	5.4	4.9	5.6	4.4	5.4	4.6	5.4	4.6	5.5	4.7	5.4
H	mmol/L	0.021	0.003	0.012	0.004	0.007	0.004	0.013	0.003	0.044	0.004	0.023	0.004	0.024	0.003	0.022	0.004
Cl	mg/L	22.6	11.2	11.4	3.5	7.6	2.4	11.4	3.1	9.1	5.5	17.7	12.6	25.4	17.4	31.5	17.3
SO4	mg/L	4.3	3.1	3.2	2.3	2.8	2.0	3.7	1.7	2.7	2.1	4.4	3.1	4.9	3.7	5.7	3.7
HCO3	mg/L	7.1	2.3	2.9	2.8	11.7	3.2	6.1	2.3	7.2	2.2	7.3	2.9	1.8	2.7	4.0	2.4
NO3	mg NO3/L	2.2	2.6	2.8	3.1	3.4	2.9	3.7	2.3	2.3	2.3	3.0	2.1	2.6	2.0	2.7	2.2
NO2	mg NO2/L	0.015	0.040	0.016	0.031	0.015	0.061	0.015	0.084	0.015	0.054	0.015	0.033	0.015	0.026	0.014	0.059
PO4	mg PO4/L	0.036	0.029	0.068	0.010	0.053	0.014	0.038	0.026	0.026	0.013	0.025	0.018	0.020	0.015	0.032	0.014
F	mg/L	0.023	0.016	0.025	0.016	0.028	0.011	0.030	0.024	0.026	0.015	0.030	0.012	0.027	0.014	0.024	0.012
Na	mg/L	11.7	6.5	2.0	1.9	4.0	1.3	5.7	1.8	4.3	3.2	10.4	7.3	13.3	10.4	16.7	9.7
K	mg/L	0.5	0.3	0.3	0.1	0.2	0.1	0.3	0.2	0.2	0.2	0.4	0.3	0.6	0.4	0.7	0.4
Ca	mg/L	1.3	1.1	0.9	1.0	1.2	0.7	1.3	0.6	0.8	0.7	1.2	1.0	1.2	1.2	1.6	1.2
Mg	mg/L	1.4	0.8	0.3	0.3	0.5	0.2	0.7	0.3	0.5	0.4	1.1	0.9	1.6	1.2	2.0	1.2
Fe	mg/L	0.007	0.038	0.004	0.007	0.006	0.007	0.008	0.005	0.005	0.005	0.007	0.007	0.009	0.007	0.009	0.005
Mn	mg/L	0.006	0.006	0.004	0.007	0.005	0.006	0.008	0.004	0.004	0.004	0.005	0.006	0.005	0.006	0.007	0.006
NH4	mg NH4/L		0.77		0.94		1.02		0.83		0.85		0.62		0.54		0.61
SiO2	mg SiO2/L	0.11	0.10	0.14	0.11	0.12	0.08	0.16	0.09	0.07	0.07	0.07	0.06	0.05	0.06	0.08	0.06
Ag	ug/L	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.6	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Al	ug/L	3.3	7.9	2.8	4.8	4.3	6.9	6.6	7.5	4.3	6.8	7.7	9.9	7.5	5.3	7.6	6.0
As	ug/L	1.3	1.4	1.1	0.9	0.8	1.2	1.2	1.2	1.4	1.5	1.1	1.5	1.0	0.8	1.1	1.3
B	ug/L	7.7	10.8	4.3	6.5	5.0	6.1	6.0	9.8	5.6	8.5	6.8	7.2	7.0	6.1	9.1	6.8
Ba	ug/L	9.5	11.5	6.9	12.6	11.8	9.8	13.4	6.9	10.8	8.3	12.4	11.3	9.9	12.6	8.9	12.4
Be	ug/L	0.004	0.007	0.008	0.008	0.008	0.007	0.007	0.006	0.007	0.008	0.007	0.009	0.009	0.007	0.008	0.008
Br	ug/L	63	36	36	8	16	5	23	5	26	13	39	34	147	47	85	46
Cd	ug/L	11.0	17.0	7.3	25.7	18.5	16.5	26.4	10.2	16.2	10.0	18.2	12.6	13.7	14.6	14.5	16.0
Co	ug/L	0.5	0.7	0.3	0.8	0.5	0.7	0.6	0.4	0.5	0.9	0.6	0.7	0.6	0.8	0.5	0.8
Cr	ug/L	1.1	0.2	0.2	0.2	1.8	0.3	2.1	0.2	2.1	0.2	2.3	0.2	5.5	0.2	10.9	0.2
Cu	ug/L	0.6	1.0	0.7	0.8	1.0	0.8	1.6	0.9	0.9	0.8	1.6	0.8	1.1	0.8	1.6	0.9
Eu	ug/L	0.07	0.11	0.09	0.10	0.10	0.08	0.09	0.07	0.09	0.10	0.09	0.10	0.08	0.10	0.10	0.10
Ho	ug/L	0.09	0.16	0.10	0.13	0.10	0.16	0.11	0.09	0.10	0.11	0.09	0.10	0.12	0.09	0.11	0.17
La	ug/L	0.23	0.32	0.24	0.19	0.21	0.31	0.20	0.16	0.18	0.24	0.23	0.20	0.19	0.21	0.20	0.21
Li	ug/L	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.4	0.3	0.2	0.3	0.3	0.3
Mo	ug/L	0.55	0.44	0.27	0.28	0.28	0.37	0.36	0.29	0.39	0.19	0.43	0.22	0.67	0.38	0.60	0.34
Ni	ug/L	0.4	0.5	0.3	0.5	0.6	0.4	0.4	0.4	0.4	0.5	0.6	0.5	0.4	0.3	0.4	0.7
Pb	ug/L	0.8	2.7	0.5	1.9	1.1	2.8	0.9	1.5	1.7	2.1	2.5	3.1	2.5	2.9	3.5	3.3
Sc	ug/L	0.04	0.03	0.05	0.04	0.04	0.04	0.03	0.04	0.04	0.03	0.05	0.04	0.03	0.04	0.03	0.04
Sr	ug/L	10.7	7.3	4.3	4.3	6.0	3.4	7.2	4.4	5.4	4.6	9.1	7.9	11.7	12.9	14.8	11.0
Tl	ug/L	1.2	1.3	1.3	1.6	1.2	1.3	1.2	1.5	1.2	1.3	1.3	1.3	1.2	1.5	1.4	1.2
V	ug/L	0.8	0.6	0.9	0.7	0.6	0.6	0.9	0.4	0.6	0.4	0.7	0.4	0.8	0.5	0.6	0.4
Yb	ug/L	0.04	0.06	0.06	0.04	0.05	0.19	0.03	0.05	0.05	0.05	0.05	0.06	0.03	0.07	0.06	0.06
Zn	ug/L	12	15	8	14	16	16	20	13	20	10	68	11	13	12	14	14
Cl#	mg/L	1.6	-0.4	7.8	0.0	0.5	0.1	1.2	0.0	1.4	-0.3	-1.0	-0.5	1.4	-1.2	1.5	-0.2
SO4#	mg/L	1.3	1.5	2.7	1.8	1.8	1.7	2.3	1.3	1.6	1.3	1.8	1.3	1.6	1.1	1.5	1.3
Na#	mg/L	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
K#	mg/L	0.04	0.05	0.22	0.08	0.08	0.09	0.12	0.10	0.05	0.06	0.06	0.03	0.07	0.03	0.07	0.03
Ca#	mg/L	0.8	0.8	0.9	0.9	1.1	0.7	1.1	0.6	0.6	0.6	0.8	0.8	0.7	0.8	0.9	0.8
Mg#	mg/L	0.03	0.03	0.02	0.07	0.02	0.06	-0.02	0.04	0.03	0.06	-0.11	0.00	0.05	0.00	0.04	0.03
B#	ug/L	2.9	8.1	3.4	5.6	3.3	5.6	3.7	9.1	3.8	7.1	2.5	4.2	1.4	1.8	2.1	2.8
Br#	ug/L	-9	-3	24	-4	-8	-3	-11	-5	0	-7	-24	-11	65	-16	-17	-14
F#	ug/L	22	16	25	16	27	11	29	23	25	15	29	11	25	13	22	11
Li#	ug/L	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.0	0.2	0.0	0.2
Mo#	ug/L	0.5	0.4	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.3	0.4	0.2	0.4	0.2	0.7	0.4	0.6	0.3
Sr#	ug/L	2.2	2.6	2.8	2.9	3.1	2.4	3.0	3.1	2.3	2.2	1.4	2.5	1.9	5.2	2.5	3.8
Cl/Br	mg/L	360	309	314	437	472	513	487	576	347	434	451	373	173	367	369	379
Cl/Na	mg/L	1.9	1.7	5.6	1.8	1.9	1.9	2.0	1.8	2.1	1.7	1.7	1.7	1.9	1.7	1.9	1.8
Ca/Mg	mg/L	0.9	1.4	3.6	3.2	2.5	3.5	1.9	2.4	1.5	1.6	1.1	1.2	0.7	0.9	0.8	1.0
Ca/Sr	mg/L	117	148	216	226	206	223	178	142	149	154	134	132	106	91	107	105
Fe/Mn	mg/L	1.3	6.0	1.1	1.0	1.2	1.2	1.1	1.2	1.0	1.1	1.2	1.1	1.8	1.1	1.4	0.8
HCO3/Ca	mmol/L	3.7	1.4	2.0	1.9	6.1	2.8	3.1	2.4	5.8	2.0	3.9	1.8	1.0	1.5	1.7	1.4
HCO3/ΣA	meq/L	0.13	0.08	0.10	0.19	0.37	0.25	0.18	0.19	0.25	0.13	0.16	0.09	0.03	0.07	0.06	0.06
TDS-sum	mg/L	51	29	24	16	32	14	33	13	27	18	46	31	52	40	65	39
Biol	%TDS	0.1	2.8	0.3	5.8	0.2	7.3	0.1	6.4	0.1	4.9	0.1	2.0	0.0	1.4	0.0	1.6
Acids	%TDS	10.0	14.4	55.2	30.7	18.2	33.5	21.4	27.1	19.6	20.8	10.6	11.2	10.9	7.9	8.8	9.1
Marine	%TDS	80.2	70.3	85.8	39.4	43.7	31.1	62.5	42.7	60.2	56.2	70.1	73.6	89.0	79.5	87.9	80.7
Cont	%TDS	9.8	12.5	-41.3	24.1	38.0	28.0	16.0	23.8	20.1	18.1	19.3	13.2	0.1	11.2	3.2	8.6
AlSi	%TDS	0.4	0.6	0.9	1.1	0.6	1.0	0.8	1.1	0.4	0.7	0.3	0.4	0.2	0.3	0.2	0.3
XCO3	%TDS	9.5	11.9	-42.2	23.0	37.4	27.0	15.2	22.7	19.7	17.4	19.0	12.8	-0.2	10.9	2.9	8.3

Met deze interpretatie komen we dan tot de volgende conclusies uit de laatste kolom van Tabel 6.9, waarin de $RC_{KB1/WB2}$ waarden zijn gelist:

- De ingrepen lijken geen significante verschillen op te leveren ($RC_{KB1/WB2}$ = 0.9 – 1.1) voor regenval, EC, NO_3, NO_2, PO_4, K, As, Br, Ho, La, V, SO_4#, B# en TDS.
- De ingrepen lijken voor KB1 te leiden tot een relatieve toename ($RC_{KB1/WB2}$ <0.9) van pH, HCO_3, F, Ca, NH_4, SiO_2, Ag, Al, Ba, Be, Cd, Cr, Eu, Sr, Tl, Zn, Cl#, K#, Ca#, Br#, F#, Sr#, %Biologisch en %Continentaal. Dit wijst op meer invang van kalkrijk stof bij KB1, conform conclusie 3.
- De ingrepen lijken voor KB1 te leiden tot een relatieve afname ($RC_{KB1/WB2}$ >1.1) van H, Cl, SO_4, Na, Mg, Fe, Mn, B, Co, Cu, Li, Mo, Ni, Pb, Sc, Yb, Na#, Mg#, Li#, Mo#, %Zuur en %Marien. Dit wijst vooral op relatief iets minder invang van zeezout, hetgeen verbaast, omdat het openen van kerf 3 voor KB1 intuïtief meer zeewind zou betekenen.

Volgens de windrichtingselectieve bulkcollector WA

De regenwaterkwaliteit vóór de ingrepen kan ook vergeleken worden met die daarna in Tabel 6.10, nu voor elk van de 8 windsectoren zoals bemonsterd met de windrichtingselectieve bulkcollector WA op een paar meter afstand van WB2 gelegen. Bedacht moet worden dat WA dus t.o.v. KB2 op een relatieve achtergrondlocatie stond opgesteld. Uit Tabel 6.10 worden de volgende verschillen afgeleid, d.w.z. na de ingrepen zien wij:

- een duidelijke daling van de EC en zeezout in alle windsectoren, maar deze is het grootste voor windsectoren NO t/m Z. Dit kan wijzen op minder droge depositie van zeezout voorafgaande aan regenval vanuit NO-Z;
- een verschuiving van de windsector met de hoogste zeezoutconcentratie, van NW naar W;
- duidelijk minder regen uit het ZW en juist iets meer uit het O-ZO (zie ook Fig.6.13);
- een krimpende windrichting met de hoogste concentratie NO_3 (ZO → NO), F (ZW → ZO), PO_4 (NO → N), en een ruimende windrichting met de hoogste concentratie B (NW → N).

Al met al dragen de gesignaleerde verschillen niet significant bij aan relevant inzicht. Daarbij zij vermeld dat de windrichting met de hoogste concentraties SO_4# (NO), H en As (Z), Al (ZW), Br (W) en Pb (NW) gelijk bleef (vóór en na de ingrepen). Voor Cr zien we een abnormaal hoge concentratie vanuit het W en NW vóór de ingrepen. Deze zouden op bias kunnen berusten.

Discussie zeezoutafname

De conclusie van een vrij grote, **absolute afname** van de zeezoutdepositie na de ingrepen staat als een huis dankzij bevestiging door alle metingen (SIDs en regenvangers). De oorzaak is simpelweg gelegen in de overweldigende, natuurlijke variaties in zeezoutproductie; na de ingrepen waren er minder krachtige stormen en blies de wind bovendien gemiddeld uit een voor zeezout ongunstiger, zuidelijker windrichting (13° krimp; Tabel 4.3).

Een moeilijkere vraag is of de ingrepen (met name de kerven) ter plaatse toch voor **een relatieve zeezouttoename** hebben gezorgd, d.w.z. voor een geringere afname dan op achtergrondmeetpunten. Dit is getoetst voor regenvangers WB2 en KB1 door hun Cl-metingen te relateren aan de bij hun meetperiode horende Cl-voorspelling volgens het windmodel (Eq.3.1 incl. variabele P). De metingen zijn in 2 categoriën ingedeeld: vóór en na de ingrepen (Fig.6.20). We zien dat op beide meetpunten de Cl-meetwaarden bij vergelijkbare, voorspelde Cl concentraties (volgens het windmodel, dus bij vergelijkbare windcondities) hoger waren vóór dan na de ingrepen.

Dit vormt overtuigend bewijs dat de condities voor zeezoutdepositie na de ingrepen ongunstiger waren dan ervoor. Het sluit bovendien aan bij een vergelijkbare exercitie tav de 8 zoutvangers (§ 5.4). Daarbij de kanttekening dat de saliniteit van het kustnabije Noordzeewater wel iets (2%) maar onvoldoende is afgenomen om de zeezoutdaling volledig te verklaren.

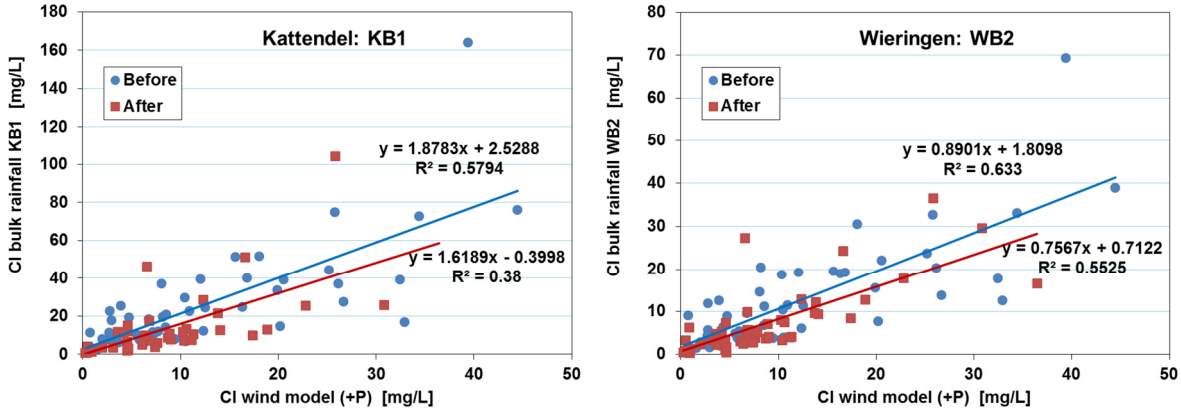


FIG. 6.20. Plot van de Cl-concentratie van bulk regenvangers Kattendel en Wieringen, vóór en na de ingrepen als functie van de Cl concentratie in bulk neerslag op Wieringen volgens het windmodel (met windgegevens van IJmuiden en neerslagdata van Overveen). Meetperiode in vrijwel alle gevallen 14 dagen.

6.12 Neemt de stikstofdepositie zeewaarts toe in de duinen?

Achtergronden van de vraag

Reductie van de atmosferische stikstofdepositie in het Nederlandse duingebied is van groot belang voor de ecologisch herstelmogelijkheden van prioritaire habitattypen als de Grijze duinen (H2130). Dit wordt algemeen onderkend, ook door de Nederlandse overheid, die het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN) heeft ingesteld in aanvulling op haar wet-only regenwater meetnet, het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (LML) en het model Operationele Prioritaire Stoffen (OPS) van het RIVM en het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL). Doel van MAN is om een beter beeld van de ammoniakbelasting van natuurgebieden te verkrijgen en te kunnen valideren in hoeverre het OPS-model ook de concentraties in de natuur goed beschrijft. Daarbij is de nadruk gelegd op de gebieden die kwetsbaar voor eutrofiëring zijn en die onder Europese regelgeving vallen. Daarvan liggen 27 meetpunten in de duinen , in 7 transecten van zee naar binnenland in het Waddengebied en langs de Hollandse kust. De MAN-metingen zijn in 2005 begonnen en worden uitgevoerd met directe medewerking van terreinbeheerders die de passieve samplers elke maand verwisselen. De resultaten van de metingen van 2005 tot en met 2007 zijn gerapporteerd door Stolk et al. 2009, en zijn recentelijk geëvalueerd op hun ecologische betekenis door Kooijman et al. 2014.

Het OPS model èn de NH_3 metingen tonen dat de duinen in het minst door ammoniak belaste deel van Nederland liggen. Langs de Hollandse kust blijken de meetwaarden echter gemiddeld 2 keer en in het Waddengebied zelfs 4 keer zo hoog als de modelwaarden. Dit werpt de vraag op of de gemodelleerde N-depositie wel correct is, daar de totale N-depositie grotendeels uit ammoniak bestaat. Er zijn dan 3 opties: (i) het huidige OPS-model is niet in staat om het verspreidingsgedrag van ammoniak langs de kust op de overgang van zee naar duingebied goed te beschrijven; (ii) het model onderschat de ammoniak concentratie doordat er ammoniakvervluchtiging optreedt vanuit zee, met name in de stikstofrijke kuststrook; en (iii) de metingen overschatten de ammoniak concentraties omdat zij last hebben van de zeezoutmatrix langs de kust of ook ‘een’ andere stof uit zee meten. Kooijman et al. concluderen dan ook dat het gewenst is dat er meer duidelijkheid komt over de werkelijke N-depositie. De MAN meetresultaten laten echter in de kustduinen een duidelijke zeewaartse toename zien van de ammoniak concentratie (Fig.6.21).

Onze meetresultaten en eerdere metingen

Dankzij onze regenwateranalyses en eerdere metingen (periode 1938-1995) kunnen wij bevestigen dat er zeer waarschijnlijk sprake is van een zeewaartse toename van de stikstofbelasting (Fig.6.22). Het betreft elk afzonderlijk bestanddeel van de stikstofdepositie, namelijk ammonium, nitraat en nitriet ondanks een afnemende bruto neerslag zeewaarts. De toename bedraagt ca. 1.5 kg ha^{-1} j^{-1} over een afstand van 500 m (van 707 naar 215 m HWL). Helaas blijken de NH_4 en NO_3 gegevens van de vele VU-satelliet regenvangers in de periode sept. 2010 - mei 2011 (Tabel 6.3) onbruikbaar voor een gedetailleerde opname van de N-depositie als functie van de afstand tot zee, t.g.v. missende analyses, NH_4 verliezen tijdens de standtijd en relatief veel vogelexcrement-treffers (waarvoor de N-correcties niet altijd afdoende blijken).

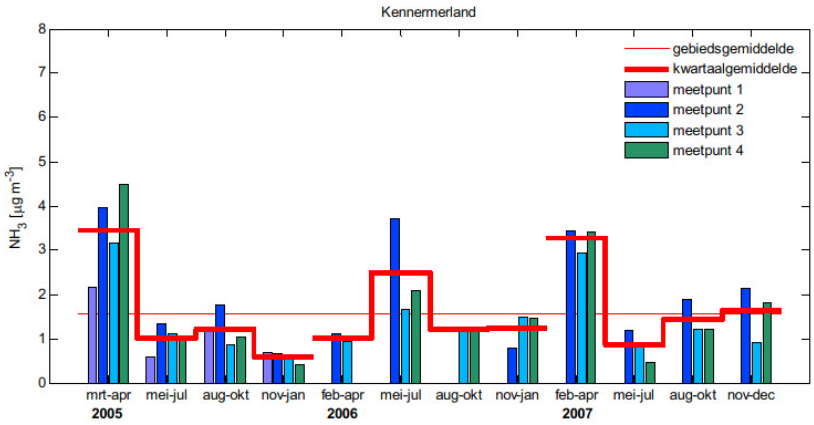


Fig. 6.21. Ammoniak concentraties in de lucht op 4 meetpunten van het MAN-meetnet langs het Langevelderslag bij De Zilk. Het ruimtelijke patroon suggereert dat de zee een bron van ammoniak is, omdat meetpunten 1-4 in een raai liggen van het strand landinwaarts (#1 aan strand). Naar Stolk et al. 2009.

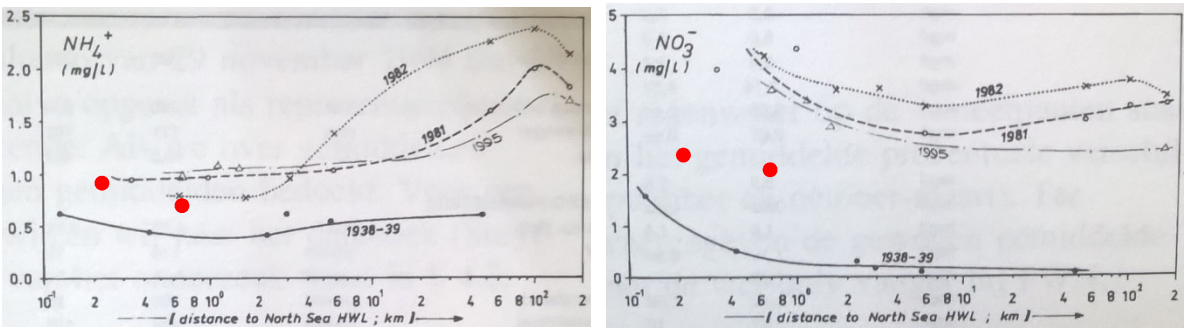


Fig. 6.22. Naar neerslag gewogen gemiddelde concentratie van NH_4 en NO_3 in bulk regenwater als functie van de afstand tot de kust (0.1-200 km), tijdens de jaren 1938-1939, 1981, 1982, 1995 en 2010-2014. Gewijzigd naar Stuyfzand & Lüers 2000. De rode punten stellen de waarnemingen in de periode sept.2010 t/m dec.2014 in het studiegebied voor (links = KB1, rechts = WB2).
KB1: NH_4 = 0.87 mg/L, NO_3 = 2.35 mg/L, NO_2 = 0.05 mg/L, P = 2.33 mm/d; N-depositie = 10.4 kg ha^{-1} j^{-1}
WB2: NH_4 = 0.67 mg/L, NO_3 = 2.08 mg/L, NO_2 = 0.02 mg/L, P = 2.47 mm/d; N-depositie = 9.0 kg ha^{-1} j^{-1}.

7 Resultaten bodemvocht

Bodemvocht in het studiegebied is 4 maal onderzocht in de periode september 2010 – april 2014. Kumahor (2011) bemonsterde het op 4 locaties, op zowel 12 september als 13-14 november 2010, Kaandorp et al. (2012) op 18 locaties in de periode 13-29 maart 2012, en Van Wielink (2014) en Der Kinderen (2014) op 8 locaties in de periode 1-19 april 2014. Details over de bemonstering en analyse van het bodemvocht incl. de locaties staan in § 2.5.
Doelen van bodemvochtonderzoek waren als volgt:
(a) bepaling van de effecten van de ingrepen op de Cl concentratie van bodemvocht door vergelijking van de verticale Cl-profielen vóór en na de ingrepen; en
(b) het bepalen van reistijden van geïnfiltreerd regenwater met herkenbare zeezoutpieken in de ondergrond, door verticale opnames van bodemvochtgehalte en Cl-concentratie te koppelen aan Cl fluctuaties in bulk regenval. Dit ter bepaling van de lokale evapotranspiratie (E) en grondwateraanvulling (R); en
Voor een beter begrip wordt eerst de chloride massabalans (CMB) methode besproken.

7.1 Principe van chloride massabalans methode

Chloride is een *conservatieve tracer* , d.w.z. het is als opgeloste stof in water praktisch gesproken chemisch inert en verplaatst zich met het water zonder vertraging en zonder bodemreacties. Als de Cl in- en uitflux in de onverzadigde zone stationair zijn en er geen Cl 'sources' noch 'sinks' zijn, dan is de massabalans voor Cl (Stuyfzand, 2013):

$$f_P\ P\ f_{ID}\ Cl_P = R\ Cl_R \quad \rightarrow \quad R = f_P\ P\ f_{ID}\ Cl_P\ /\ Cl_R \qquad (7.1)$$

waarin: Cl_P = naar P gewogen gemiddelde Cl concentratie in bulkneerslag [mg/L]; Cl_R = gemiddelde Cl concentratie in hetzij bodemvocht (dan naar bodemvochtgehalte gewogen gemiddelde) hetzij grondwater, beneden de diepte waar evapotranspiratie plaatsvindt [mg/L]; R = netto grondwateraanvulling [mm/j]: P = bruto neerslag [mm/j]; f_P = correctiefactor [-] voor te lage P in chemische regencollector t.g.v. windeffecten → § 6.2; f_{ID} = correctiefactor [-] voor extra interceptiedepositie (ID) door de begroeiing t.o.v. die door de bulkcollector (→ § 3.2).

De correctieterm f_{ID} bedraagt ongeveer 1.1 voor kaal terrein, 1.2 voor mossen, 1.3-1.5 voor korte tot hoge grasvelden, 2 – 2.2 voor duinstruweel en loofbos, en 3-5 voor dennen (Stuyfzand, 1993). Des te dichter en hoger de begroeiing, des te hoger en onzeker f_{iD} wordt!
Windeffecten en sneeuw leiden tot enige onderschatting van P, wat gecompenseerd wordt door correctieterm f_P. Deze term bedraagt ongeveer 1.10 voor KB1 (X_{HWL} = 215 m), 1.08 voor WB2 (X_{HWL} = 707 m) en 1.06 voor Overveen (X_{HWL} = 3535 m), althans voor de gebruikte regencollectoren. Met hun gemeten jaartotalen aan regenval (Tabel 4.2) wordt met deze factoren de volgende relatie gelegd tussen X_{HWL} en de ongecorrigeerde P op KNMI-meetstation Overveen (P_{OV}):

$$P_{X\text{-}HWL} = 0.7223\ (X_{HWL})^{0.0466}\ P_{OV} \qquad (R^2 = 0.994) \qquad (7.2)$$

Voor Cl_R wordt, in geval van een bodemvochtprofiel, het gemiddelde genomen van het bemonsterde profiel, beneden de wortelzone, na weging door het bodemvochtgehalte van elk diepteniveau. Het meenemen van de wortelzone b.v. in geval van ondiepe profielen leidt gemiddeld tot overschatting van R en onderschatting van E. Bovendien zijn ondiepe profielen erg ontvankelijk voor afwijking van propstroming door het voorkomen van preferente

stroombanen met name t.g.v. water repellency. In duinzand blijkt propstroming beneden de wortelzone (0.1-1.0 m-MV) te domineren (Ritsema 1998, Ritsema et al. 1998; Gehrels 1999). De situatie wordt complexer wanneer een waarde voor Cl_P moet worden aangenomen in geval van ondiepe profielen in gebieden met sterke Cl_P fluctuaties, zoals langs de kust en dus in dit onderzoek. De volgende procedure is gevolgd om de relevante infiltratieperiode behorende bij het bemonsterde bodemprofiel (t_{INF}; d) in te schatten, door n uit onderstaande vergelijking te bepalen (m.a.w. t_{INF} = n):

$$\sum_{d=1}^{d=n} P_d - f_G \sum_{d=1}^{d=n} E_{MAK} = \sum_{z=0}^{z=z} \Delta z\, \theta_Z \qquad (7.3)$$

$$\theta_Z = SM_G\, \rho_B \qquad (7.4)$$

waarin: ΣP_d = bruto regenval op KNMI-station Overveen voor dag d=1 t/m d=n, waarbij dag 1 de dag van profielopname is en dag n het aantal dagen terug in de tijd om Eq.7.3 kloppend te krijgen [mm/d]; ΣE_{MAK} = Makkink evapotranspiratie voor dag d=1 t/m d=n [mm/d]; θ_Z = volumetrisch bodemvochtgehalte in monster op diepte z [cc/cc]; f_G = gewasfactor in Makkink evapotranspiratie, te schatten uit jaartotaal grondwateraanvulling vóór de profielopname, door interpolatie van waarden in Tabel 3.1 op basis van inschatting van begroeiingstype [mm/j]; Δz = diepte-interval van elk monster, hier 100 [mm]; $\Sigma(\Delta z\, \theta_Z)$ = totale bodemvochtgehalte van bemonsterde profiel [mm]; SM_G = gravimetrisch bodemvochtgehalte [g/g]; ρ_B = bulk dichtheid bodemmonster, hier bepaald op 1.50 [kg/L].

Dit levert een benadering op van t_{INF}, dus geen exacte waarde omdat de gewasfactor f_G constant verondersteld is over de seizoenen en de inschatting ervan afhangt van het begroeiingstype en de in Tabel 3.1 gegeven relaties.
Om de Chloride Massa Balans (CMB) methode te mogen toepassen dient voldaan te worden aan enkele belangrijke voorwaarden (Edmunds et al. 1990; Gehrels 1999). Er mag geen oppervlakkige afvoer zijn, geen interflow, geen bypass-flow en geen opwaartse stroming! In de onverzadigde zone dient men bodemvocht beneden de wortelzone te bemonsteren (beneden de zone waar opwaartse stroming optreedt), de met elkaar corresponderende gemiddelden te nemen van Cl_P en Cl_R, en gebieden met uniforme vegetatie en bodemkenmerken te selecteren. In de bovenste grondwaterzone, moet men zich bewust zijn van (a) het optreden van Cl-fluctuaties op seizoen- en jaarbasis (Stuyfzand 1993), welke monitoring vergen gedurende langere perioden of bemonstering van een voldoende lang profiel, en (b) laterale grondwaterstroming vanuit een gebied met afwijkende begroeiing of Cl-input.

7.2 Principe van piekmatching

Piekmatching is gebaseerd op de aanname van piston stroming, wat voor duinzand inderdaad kan worden aangenomen (Stuyfzand 1993). Seizoens- en jaarfluctuaties in atmosferische Cl depositie zijn in kustgebieden normaliter sterk, en bemoeilijken derhalve de toepassing van de CMB methode. Aan de andere kant, bieden zij juist ruime mogelijkheden om Cl pieken of dalen in een Cl profiel van bodemvocht en zelfs het bovenste grondwater terug te vinden (Stuyfzand 1993).
Als we b.v. een Cl piek in bodemvocht op diepte z ten tijde van bemonstering (t_S) kunnen koppelen aan de verantwoordelijke Cl piek in regenwater op tijdstip t_P, dan kan de natuurlijke grondwateraanvulling (R; mm) voor de inherente periode als volgt bepaald worden:

$$\%R = 100\frac{R}{P} = 100\sum_{Z=0}^{Z=Z}(\Delta z\theta_Z) / \sum_{t=tP}^{t=tS} P_t \qquad (7.5)$$

waarin: $\Sigma(\Delta z\theta_Z)$ = totale volumetrische vochtgehalte van de onverzadigde zone (plus die van verzadigde zone indien piekmatching in grondwater) tot diepte z waar de Cl piek werd aangetroffen [mm]; ΣP_t.= totale regenval in periode tussen bemonsteringsdatum (t_S) en datum van geselecteerde piek in regenwater t_P [mm].
Zoals gezegd, leidt het meenemen van de wortelzone in ondiepe profielen gemiddeld tot overschatting van R. Het matchen van verschillende pieken of dalen in 1 profiel met die in regenwater zal verschillende R waarden opleveren, vanwege verschillen in infiltratieperiode. Het verkiezen van de diepste piek levert de gemiddelde waarde voor de langste periode op en reduceert de overschatting van R wanneer de wortelzone is inbegrepen in het profiel. Voor een gesofisticeerdere wijze van piekmatching zij verwezen naar § 7.6 (modellering).

Drie typen seizoensfluctuatiepatronen
Binnen de context van dit onderzoek zijn 3 typen seizoensfluctuatiepatronen van belang (Stuyfzand 1993): het atmosferische, biologische en hydrologische type. In onderstaande uitleg ligt het accent op Cl.
Het atmosferische patroon wordt hoofdzakelijk gedicteerd door seizoensfluctuaties in atmosferische chemie, leidend tot pieken in atmosferische sea spray concentraties vooral in de periode november – januari (Fig.3.3). Dit leidt tot een geprononceerd Cl maximum in bodemvocht of grondwater onder schrale begroeiing of lage begroeiingstypen, zoals kaal duinzand, mossen, adelaarsvaren en duingrassen, en dan vooral dicht bij zee. Dankzij relatief geringe evapotranspiratieverliezen ontwikkelen atmosferische pieken en dalen voldoende dikke zones om herkenbaar en aantoonbaar te zijn, zodat zij niet overschaduwd worden door fluctuaties van het biologische type.
Het biologische patroon wordt gedomineerd door de seizoensmatige levenscyclus van planten (en bodemorganismen), in het bijzonder door de resulterende evapotranspiratiecyclus. Tijdens het groeiseizoen, hier van ongeveer april tot oktober, doen de maximale evapotranspiratieverliezen de concentraties stijgen in de overblijvende oplossing of, bij volledige opdroging, in de volgende doorspoeling met geïnfiltreerd regenwater. Het biologische type is waargenomen in kustduinen onder duinstruweel, eiken en dennen, d.w.z. onder dichte en hoge vegetatie op ≥1.5 km van de HWL. De relatief grote evapotranspiratieverliezen maken dat biologische pieken doorgaans geen dikke zones achterlaten, waardoor zij moeilijk te identificeren zijn in het veld. Buitengewone jaren hebben vanwege hun grotere dikte meer kans op herkenning.
Het hydrologische patroon wordt gedicteerd door seizoensmatige veranderingen in positie van de grondwaterspiegel en grondwaterstroombanen. Zo kan een vast meetpunt in het vroege voorjaar met hoge grondwaterstand steken in een toestromende boswaterlens (komende vanuit bos op enige afstand) en in het najaar in het lokale mossenwater (Fig.8.11).

7.3 De opnames van september – november 2010

De waarnemingen van Kumahor (2011) zijn gelist in Tabellen 7.1 (Cl) en 7.2 (vochtgehalte), en als volgt weergegeven. In Fig.7.1 is het Cl inputsignaal via bulkneerslag gepresenteerd voor de periode 26 augustus tot 18 november 2010, en in Fig.7.2 het outputsignaal van zowel Cl als het volumetrische bodemvochtgehalte op resp. 9 september en 13 november 2010. De Cl pieken en dalen in de input (Fig.7.1) konden in het bodemvochtprofiel van november (Fig.7.2) teruggevonden worden, althans voor de locaties Kattendel Laag, Kattendel Hoog en Wieringen. Zie Fig.2.7 voor de ligging van de door Kumahor onderzochte profielen.
Via piekmatching berekende Kumahor (2011) waarden voor R (als % van brutoneerslag P) en voor de evapotranspiratie (E; mm) voor de 3 plots in de periode 20-Sep-2010 - 13-Nov-2010, variërend van 19-46 % en 151-190 mm. Deze resultaten hebben gedeeltelijk betrekking op de wortelzone, zijnde ~0.2 m voor M1 en M3, ~0.05 m voor M2 en ~1.0 m voor M4, zodat zij in beperkte mate R overschatten en E onderschatten. Zoals verwacht, konden er geen pieken noch dalen onder dennen gematched worden met het Cl inputsignaal.

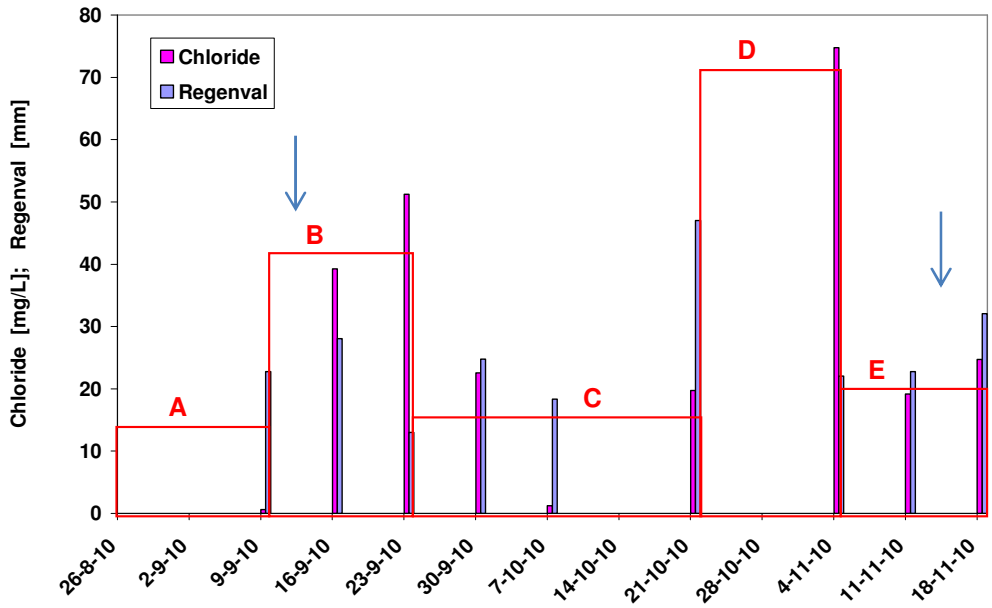


FIG. 7.1. Variaties in regenval en chloride concentratie zoals gemeten met permanente bulkcollector KB1 in de periode 26-Aug-2010 - 18-Nov-2010. Er zijn 5 episodes (A – E) onderscheiden. Chloride tijdens episode A is geschat op basis van wind en regenval data. Pijlen markeren moment van bemonstering bodemvocht. Naar: Stuyfzand & Arens (2011).

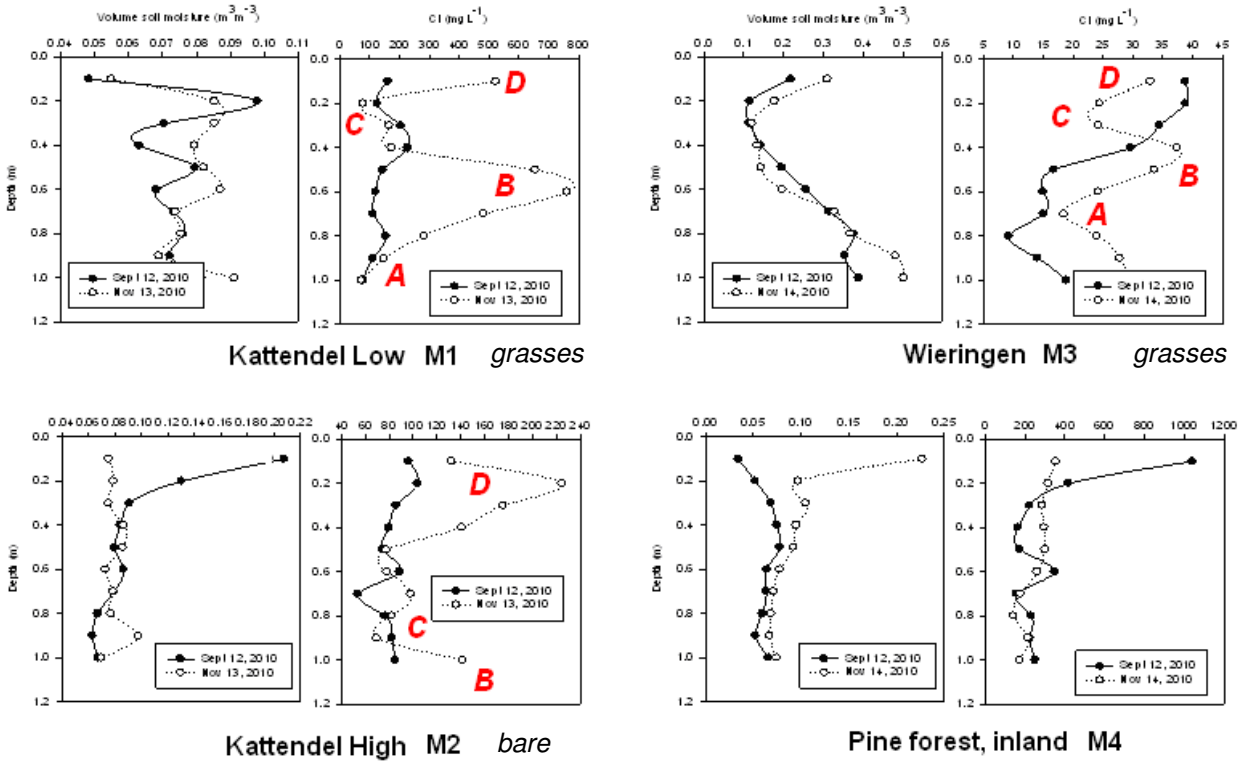


FIG. 7.2. Profielen van het volumetrische bodemvochtgehalte en zijn Cl concentratie in de bovenste meter van de onverzadigde zone op 4 locaties in het studiegebied, op 12 september en 14 november 2010 (gewijzigd naar Kumahor 2011). Cl concentratiepieken en -minima in bodemvocht zijn gekoppeld aan de corresponderende anomalieën A-D in regenwater.
Zie Fig.2.7 voor meetlocaties M1-M4. Vegetatie op M1 en M3 bestond grotendeels uit grassen, M2 was kaal met kleine plekken bedekt door mossen en grassen.

7.4 De opnames van maart 2012

De meetresultaten van Kaandorp et al. (2012) zijn na omrekening, samen met die van Kumahor (2011), getoond in Tabel 7.1 (Cl) en 7.2 (bodemvocht). De Cl resultaten van Kaandorp et al. moesten vermenigvuldigd worden met een factor van ca. 2.2 ten gevolge van een rekenfout. De in deze tabellen geliste gegevens leiden tot de volgende conclusies:

1. De gewogen gemiddelde Cl concentraties in bodemvocht zijn in 9 van de 12 gevallen ~2.5 maal hoger dan de gemiddelde Cl concentratie van de bovenste 1-1.5 m grondwater. Dit verklaart zich door het grote verschil in de periode van aanvulling voor enerzijds bodemvocht (vooral jan-maart 2012 en sept.2011-maart 2012; periode 3-6 maanden) en anderzijds ondiep grondwater (april 2010-april 2011; periode 6-12 maanden). De Cl-input was voor het bodemvocht aanzienlijk hoger dan die voor het grondwater (Fig.5.5). Op 2 bodemvochtmeetpunten was het verschil nog hoger (17x voor meetpunt 7, en 10x voor meetpunt 4), waarschijnlijk t.g.v. laterale toestroming van grondwater uit een gebied met weinig/geen begroeiing of door de omslag van kwel in infiltratie. Alleen meetpunt M3 kende een perfecte match, wat juist bevreemdt.
2. Er is geen duidelijke, algemene verticale Cl-zonering in de door Kaandorp et al. bemonsterde 18 profielen te vinden, zelfs niet op locaties met vergelijkbare vegetatie. Dit wijst op overheersende effecten van verschillen in: tijd van opname (max. 16 dagen verschil in periode 13-29 maart 2012), vegetatiedichtheid of -hoogte, infiltratiecapaciteit en verticale permeabiliteit van de bodem, afwijkingen van pistonflow (tgv voorkeursstroming of laterale stroming), etc. Niettemin zien we in 10 van de 18 meetpunten wel een tendens van relatief lage concentraties bovenin t.o.v. onderin het profiel. Dit hangt samen met de relatief hoge Cl-input én evapotranspiratie in de periode september-oktober 2011 ten opzichte van de daarop volgende periode, die weliswaar in december 2011-januari 2012 ook een hoge Cl-input kende maar minder evapotranspiratie.
3. De gemiddelde Cl concentraties van bodemvocht zijn zoals verwacht het hoogst voor de dicht begroeide, hogere vegetatieplots (286 mg/L), het laagste voor de min of meer kale plots (149 mg/L), en tussenliggend voor de plots met lage begroeiing voornamelijk bestaande uit grassen (202 mg/L). Binnen de 3 onderscheiden begroeiingsgroepen zien we met toenemende afstand tot de kust slechts een vage afname van de Cl concentratie, door vertroebeling vooral t.g.v. verschillen in begroeiing (b.v. veel zout invangende dennen meest landinwaarts).
4. Er is een vage, algemene zonering in het bodemvochtgehalte zichtbaar in alle profielen, met hogere waarden in de top 1-2 meter, behalve op 5 locaties (M3, 8, 9, 11, 12) waar de vol-capillaire zoom bemonsterd werd beneden 60-125 cm diepte. De hogere waarden bovenin het profiel hangen waarschijnlijk samen met (i) een hoger vochtbindend vermogen dankzij bodemvorming en (ii) recente regenval.
5. Er zijn geen duidelijke relaties tussen vegetatie en bodemvochtgehalte in de getoonde momentopnames. Vochtmetingen gedurende het hele jaar in 1967 wijzen uit dat er wel systematische verschillen moeten zijn, waarbij het gemiddelde vochtgehalte onder dichte/hoge vegetatie significant lager is in de bovenste meters dan onder schraal begroeid duinterrein (Stuyfzand & Rambags 2011).
6. De 4 waarnemingsparen met verschil in duinhelling (paar 1 = W-O; paar 2 = NW-ZO; paar 3 = N-Z; en paar 4 = NW-ZO) tonen in 3 van de 4 gevallen hogere Cl concentraties langs de drogere hellingen, waarschijnlijk t.g.v. meer evapoconcentratie. Zuidelijk en Z-O georiënteerde hellingen vertonen een zwakke tendens van meer droogte en hogere Cl concentraties, wellicht door meer zonneschijn.
7. Het maakt weinig verschil of het naar vochtgehalte gewogen gemiddelde Cl gehalte of het rekenkundig gemiddelde voor elk profiel wordt genomen. Uitzondering hierop vormen enkele profielen die de vol-capillaire zoom aansneden.

TABEL 7.1. Cl diepteprofielen van bodemvocht op de 4 in herfst 2010 bemonsterde meetlocaties M1-M4 van Kumahor (2011), en op de 18 in maart 2012 bemonsterde meetlocaties van Kaandorp et al. (2012). De locaties zijn eerst gesorteerd op begroeiingstype en vervolgens op toenemende afstand tot de hoogwaterlijn (X-HWL; m). Waar mogelijk is ook de gemiddelde Cl concentratie van de bovenste 1-1.5 m grondwater in mei-oktober 2011 weergegeven.
M1-M4: Diepte van de 2e bemonstering als aangegeven, diepte van de 1e bemonstering (1st) als aangegeven minus 120 cm.
(Cl)wm = naar bodemvochtgehalte (zie Tabel 7.2) gewogen gemiddelde Cl concentratie van bodemvocht voor de hele kolom; (Cl)m = rekenkundig gemiddelde Cl concentratie van bodemvocht hele kolom.
(Cl)av = average Cl concentration in upper groundwater as sampled on indicated observation points.

Obs.point	2	10	M2	11	7	12	M1	13	14	18	17	3	M3	6	15	16	5	9	4	8	M4	1
Vegetation	bare						grass										shrub	forest	shrub	forest	pine	pine
Slope	W1	E1						NW2	SE2	SE4	NW4				N3	S3						
X-HWL	92	97	243	812	1700	2156	128	184	188	310	315	321	676	1767	1791	1808	472	842	868	1387	1610	1743
Year	2012	2012	2010	2012	2012	2012	2010	2012	2012	2012	2012	2012	2010	2012	2012	2012	2012	2012	2012	2012	2010	2012
Depth [cm BLS] 5	173	196	133	115	157	152	524	166	632	202	657	103	33	193	85	148	301	132	162	129	355	425
15	214	180	225	92	151	181	78	136	302	223	456	181	24	401	73	113	403	171	141	166	317	621
25	106	167	176	92	254	161	166	164	242	296	351	253	24	242	97	124	403	163	142	178	287	431
35	149	111	141	101	974	188	174	138	190	289	346	119	37	197	113	119	269	136	112	207	298	361
45	131	198	78	90	408	153	655	116	204	360	349	128	34	220	97	132	254	167	114	268	301	313
55	101	190	78	93	257	154	763	107	175	392	326	99	24	209	110	173	208	133	173	134	261	444
65	115	251	98	76	225	157	482	143	301	303	346	91	18	167	150	126	216	162	230	152	178	477
75	124	213	82	47	352	63	283	204	302	321	227	147	24	164	113	156	293	179	108	185	144	316
85	141	218	70	79	420	57	148	236	314	264	210	151	28	111	90	145	292	226	114	234	216	282
95	151	191	142	77	350	47	74	148	301	223	242	177	29	111	127	110	300	188	157	263	173	280
105	130	209		73	349	36		107	299	185	213	141		138	84	148	270	116	159	330		391
115	145	229	*1st*	85	422	37	*1st*	138	255	192	201	131	*1st*	194	124	86	222	123	158	297	*1st*	401
125	101	232	96	73	394	44	162	171	240	228	184	174	39	282	134	120	208	132	200		1041	384
135	121	221	104	52	241	35	126	176	178	191	122	147	39	267	108	138	205	219	179		420	432
145	122	202	86	55	243	38	205	150	199	211	184	189	34	268	104	183	216	205	157		224	382
155	90	206	80	84	216	33	227	222	290	234	205	172	30	274	154	152	206	266	159		165	372
165	98	239	74		174	33	145	257	300	240	200	242	17	280	153	145	192	225	144		175	359
175	118	225	89		199		120	307	347	233	201	206	15	259	186	167	179	227	141		348	518
185	125	166	54		117		112	337	434	207	200	127	15	290	173	142	170	263	162		159	1028
195	161	225	77		114		155	386	530	229	185	132	9	283	227	152	179		237		232	707
205	158		82		202		111					140	14	332			254		180		224	535
215	146		85		231		78					199	19	291			256		196		251	484
225	126				212							231		275			266		162			348
235	119				209							269		307			189		161			490
245	138				120							277		313			177		186			475
255	174											186		338			233		198			569
265	216											154		401			166		189			595
275	188											155		412			194		174			613
285	210											150		554			181		186			550
295	264											212		490					257			634
305	271											201		528			224		164			613
315	266											287		484			132		185			663
325	320											240		508			182		145			636
335	252											283		460			173		153			745
345	219											239		526			217		134			640
355	228											232		591			201		106			582
365	240											235		512			194		116			774
375	247											184		381			226		226			507
385	229											250		386			210		178			415
395	231											202		376			246		229			434
405	236											353		443			233		262			513
415	237											282		455			338		245			490
425	231											252		389			293		188			470
435	188											236		372			381		184			410
445	175											281		402			315		159			423
455	165											204		487			414		136			515
465	150											274		456			365		172			514
475	151											286		485			374		161			1610
485	184											311		614			447		179			2288
495	201											341		642			363		225			3094
505	196											283		653			382		214			1594
515												377							209			785
525																						626
535																						602
545																						458
Weighted mean	175	205	108	74	278	58	238	183	288	243	260	200	24	336	114	138	254	198	172	226	278	588
Mean	176	203	156	80	280	92	239	190	302	251	270	210	25	361	125	139	256	181	173	212	288	629
Groundwater				9.1	A, 17.2		G6, 3.1	E, G5, 3.1		4.1	4.1		G7, 16.1	18.1	18.1	18.1		11.1	15.1	B, 17.1		
Cl-av. Meas.				28	16		103	72		90	90		25	50	50	50		69	17	109		

LEGEND	
34	Cl < 50
66	Cl = 50-75
92	Cl = 75-100
120	Cl = 100-150
174	Cl = 150-200
244	Cl = 200-400
466	Cl = 400-1000
1122	Cl > 1000

TABEL 7.2. Diepteprofielen van het volumetrische bodemvochtgehalte (θ) op de 4 in herfst 2010 bemonsterde meetlocaties M1-M4 van Kumahor (2011), en op de 18 in maart 2012 bemonsterde meetlocaties van Kaandorp et al. (2012). De locaties zijn eerst gesorteerd op begroeiingstype en vervolgens op toenemende afstand tot de hoogwaterlijn (X-HWL; m).
M1-M4: Diepte van de 2e bemonstering als aangegeven, diepte van de 1e bemonstering (1st) als aangegeven minus 120 cm.
Mean θ = gemiddelde volumetrische vochtgehalte voor hele bodemkolom. Vochtgehalten >30% wijzen op bemonstering van de vol-capillaire zoom; Σmoisture = totale volumetrische bodemvochtvolume in het hele profiel [mm H_2O]. BLS = Below Land Surface (-MV).

Obs.point	2	10	M2	11	7	12	M1	13	14	18	17	3	M3	6	15	16	5	9	4	8	M4	1
Vegetation	bare						grass										shrub	forest	shrub	forest	pine	pine
Slope	W1	E1						NW2	SE2	SE4	NW4				N3	S3						
X-HWL	92	97	243	812	1700	2156	128	184	188	310	315	321	676	1767	1791	1808	472	842	868	1387	1610	1743
Year	2012	2012	2010	2012	2012	2012	2010	2012	2012	2012	2012	2012	2010	2012	2012	2012	2012	2012	2012	2012	2010	2012
Depth [cm BLS] 5	3.4	7.5	7.6	6.9	6.1	7.9	5.5	11.6	2.7	13.4	3.5	21.9	31.1	16.8	38.1	11.4	5.3	14.9	8.4	18.4	22.7	30.3
15	4.7	7.0	7.9	6.9	5.4	5.7	8.5	13.5	5.8	11.8	4.1	8.0	17.8	5.5	22.9	7.7	4.4	8.9	6.3	13.8	9.7	4.2
25	5.7	6.8	7.5	7.5	6.3	6.3	8.5	8.8	6.7	4.3	5.4	4.4	12.1	8.6	7.6	8.1	4.1	7.6	6.4	9.8	10.5	8.0
35	5.3	6.9	8.7	7.0	5.9	6.8	7.9	8.1	6.9	6.6	7.3	7.0	13.5	9.9	8.2	8.6	6.0	9.8	7.2	10.2	9.5	7.2
45	5.6	5.3	8.6	7.9	8.9	7.4	8.2	8.0	6.0	5.7	6.4	7.4	14.4	8.0	8.3	8.2	6.6	7.6	7.3	14.1	9.2	7.4
55	5.5	6.9	7.3	7.6	7.9	8.3	8.7	8.3	7.4	5.6	6.1	7.3	19.8	7.3	9.8	10.8	7.0	7.9	6.2	23.5	7.8	7.2
65	6.7	6.4	7.9	9.6	7.3	9.1	7.4	7.5	7.6	6.3	6.1	7.6	32.9	7.7	8.7	8.0	6.5	9.1	7.4	30.5	7.1	7.7
75	5.3	8.0	7.7	16.2	8.0	10.7	7.5	7.4	7.7	5.4	6.7	8.6	36.8	6.9	8.4	8.5	6.9	8.3	7.0	36.3	6.9	7.9
85	6.7	7.4	9.8	24.0	7.5	8.7	6.9	7.6	7.4	7.2	6.7	8.1	48.2	9.5	9.8	7.1	7.1	7.2	7.0	33.7	6.7	8.3
95	5.2	8.1	7.0	31.9	8.8	12.7	9.1	8.4	7.5	7.2	6.0	7.7	50.2	8.0	8.2	8.8	6.6	7.9	7.3	40.7	7.5	7.2
105	6.6	8.8		36.8	7.5	31.5		8.1	7.3	7.2	6.4	7.5		7.9	11.9	8.3	5.1	13.2	6.7	39.2		6.3
115	7.0	8.3	*1st*	36.1	8.0	30.2	*1st*	7.7	7.6	7.2	6.7	6.2	*1st*	7.0	9.6	10.2	7.3	17.6	6.4	39.9	*1st*	6.3
125	6.8	8.1	20.8	39.0	8.0	36.0	4.8	7.6	7.2	7.3	6.3	4.9	21.9	6.8	8.3	8.5	6.7	29.9	6.5		3.4	6.0
135	7.2	9.4	13.0	39.7	8.3	37.1	9.8	7.7	7.4	7.2	6.1	5.9	11.6	6.7	11.7	7.3	6.0	33.2	5.8		5.2	5.3
145	6.9	9.5	9.1	41.3	7.4	37.5	7.1	8.7	7.0	7.2	4.8	6.0	11.4	7.7	9.4	6.2	5.6	35.9	6.2		6.9	6.6
155	7.3	9.6	8.4	39.2	7.3	37.1	6.3	7.2	7.8	7.1	5.9	7.2	14.4	8.0	8.1	6.9	5.7	34.2	5.2		7.5	7.1
165	8.2	9.5	8.0		7.4	39.9	8.0	7.1	7.3	7.1	5.6	5.5	19.6	8.0	8.1	7.4	5.5	37.5	5.5		7.8	7.7
175	8.5	10.1	8.7		7.3		6.8	7.1	6.7	7.2	5.2	5.5	25.6	7.3	8.2	6.6	5.3	39.9	6.1		6.5	6.7
185	7.8	10.5	7.9		7.4		7.3	6.5	6.4	7.2	5.9	5.6	31.5	7.1	8.1	6.4	5.4	30.9	5.9		6.4	6.3
195	7.6	10.0	6.7		6.6		7.6	6.1	5.5	7.0	6.0	6.1	37.7	7.3	7.8	6.4	5.2		4.9		6.0	6.5
205	7.6		6.3		8.9		7.2					5.8	35.5	6.1			5.0		5.7		5.2	9.5
215	7.7		6.7		8.2		8.2					6.7	38.9	7.1			4.8		6.9		6.6	9.9
225	7.1				8.2							7.2		6.8			5.1		6.6			10.4
235	6.9		##		8.6		##					6.5	##	5.7			5.0		6.5		##	8.0
245	6.5				7.4							6.9		6.8			5.7		5.6			8.7
255	6.5											6.3		5.9			5.0		5.6			9.6
265	5.6											6.2		6.0			4.3		7.4			7.4
275	5.7											6.9		5.8			4.8		7.7			7.5
285	6.1											6.1		6.8			5.2		4.9			7.6
295	6.1											6.8		5.9					6.1			7.8
305	6.3											7.7		6.1			6.1		5.2			6.3
315	6.2											7.2		6.9			6.7		5.7			7.0
325	6.3											7.2		6.0			4.5		6.2			6.7
335	6.9											6.2		5.3			4.1		6.8			7.7
345	6.9											7.3		5.3			4.2		5.5			7.0
355	6.5											6.9		6.1			4.7		5.9			7.6
365	7.1											6.2		6.6			5.0		7.5			6.3
375	7.0											5.8		6.8			5.0		5.6			7.4
385	7.1											6.1		8.4			4.6		5.7			9.0
395	7.0											6.2		8.1			4.5		5.2			8.1
405	6.7											5.5		5.5			5.4		5.5			8.9
415	6.4											5.5		6.3			4.6		5.4			8.1
425	6.9											4.6		6.6			4.7		5.8			7.5
435	6.8											4.6		6.2			5.3		5.9			8.0
445	7.0											5.3		4.7			6.4		6.1			8.3
455	6.9											5.6		4.2			4.7		6.2			6.7
465	7.1											4.7		4.8			5.3		6.2			8.1
475	6.8											5.0		5.3			5.0		6.3			7.8
485	6.1											4.9		4.2			4.4		6.7			6.7
495	6.5											4.7		3.7			5.2		6.2			4.6
505	7.0											5.7		4.4			5.6		6.1			4.5
515												4.9							5.7			4.6
525																						5.2
535																						5.1
545																						4.5
Sum θ mm	335	164	219	358	189	333	152	163	136	145	117	342	525	346	221	161	269	361	324	310	159	418
Mean θ	6.6	8.2	8.8	22.4	7.5	19.6	7.6	8.1	6.8	7.3	5.9	6.6	26.3	6.8	11.1	8.1	5.4	19.0	6.2	25.9	8.0	7.6

LEGEND	
3.1	H2O < 3.5 %
4.3	H2O = 3.5-5
6.2	H2O = 5-7.5
8.0	H2O = 7.5-10
22.0	H2O >10 %

##: Note that this column contains a 1 m deep profile twice; the lower one (1st) was sampled on 12 September 2010, the upper one on 13-14 November 2010.

7.5 De opnames van april 2014 (vergeleken met die van maart 2012)

De meetresultaten van het duo Van Wielink (2014) en Der Kinderen (2014) zijn samen met die op (vrijwel) identieke punten van Kaandorp et al. (2012) gelist in Tabel 7.4 (Cl) en 7.5 (bodemvocht). De metingen van Kaandorp et al. (2012) zijn verricht vóór de ingrepen, die door Van Wielink (2014) en Der Kinderen (2014) erna. De locaties van de meetpunten zijn in Fig.7.3 op kaart weergegeven, terwijl Tabel 7.3 locatiekenmerken samenvat. Het aspect van de 8 plots kan vergeleken worden in Fig.7.4 (nrs 1-4) en Fig.7.5 (nrs 5-8).

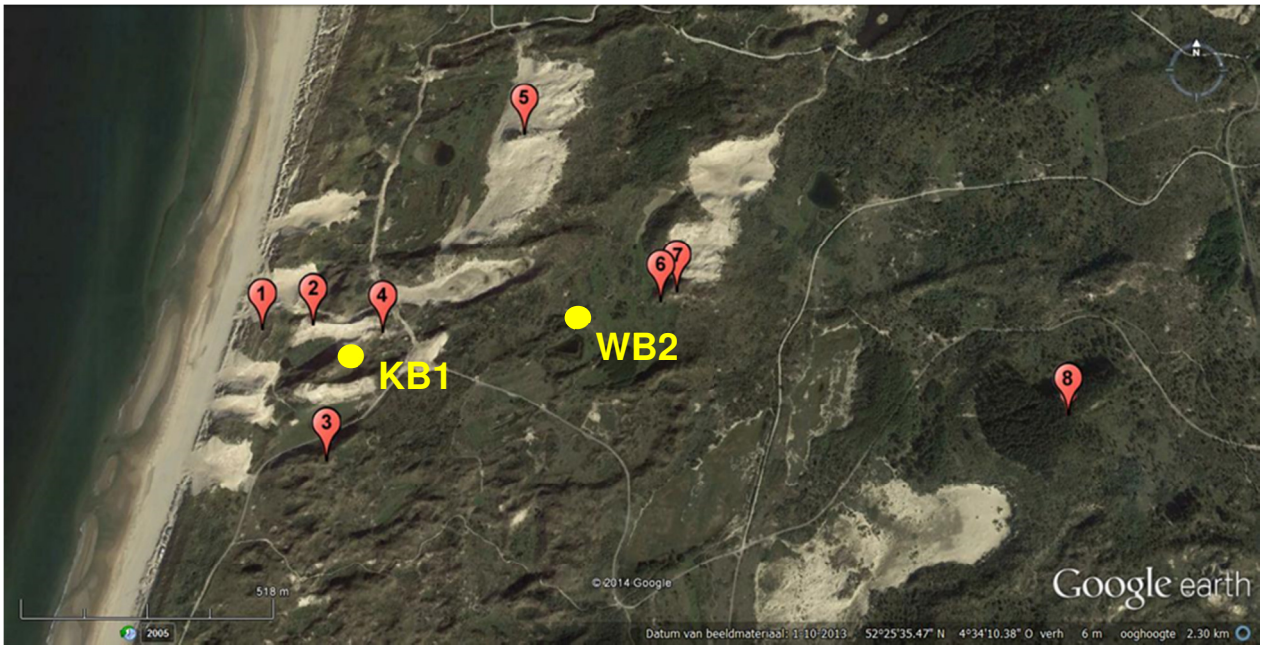


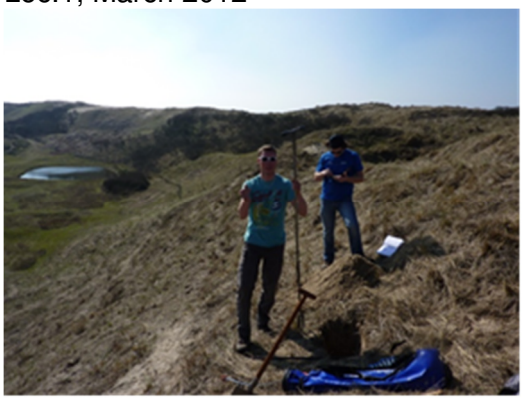
FIG. 7.3. Locatie van de bodemvochtprofielen (rode ballon) die in zowel maart 2012 (vóór de ingrepen) als april 2014 (na de ingrepen) zijn bemonsterd (naar Der Kinderen 2014). Tevens aangegeven de positie van bulkregenvangers (KB1 en WB2). Google map van oct. 2013, na de ingrepen.

TABEL 7.3. Kenmerken van de locaties die in zowel maart 2012 (vóór de ingrepen) als april 2014 (na de ingrepen) zijn bemonsterd. De meetpunten 2, 4 en 5 zijn het meest door de ingrepen beïnvloed.

Location no. as in Fig.7.3	Location no. as in Fig.2.6	X- Coord. (m)	Y-Coord. (m)	Sampling date	Vegetation 2012	Vegetation 2014	Distance to HWL (m)	Altitude LS (m ASL)	Measures
1	2	98596	493499	14-4-2014	Bare, litle marram	Bare, litle marram	117	15.8	
2	14	98706	493509	1-4-2014	Marram grass, bare	Bare	212	15.0	Denudation
3	17	98746	493219	18-4-2014	Marram grass	Buckthorn + grasses	338	18.8	
4	3	98854	493490	14-4-2014	Marram grass	Bare	453	13.4	Denudation
5	5	99152	493927	18-4-2014	Few buckthorn	Bare	585	16.6	Denudation
6	4	99446	493551	18-4-2014	Buckthorn, grasses	Few buckthorn, grasses	868	8.0	
7	4	99480	493571	19-4-2014	Bare, few grasses	Bare, few grasses	994	17.1	
8	1	100293	493293	12-4-2014	Pines	Pines	1811	24.7	

Loc.1, March 2012

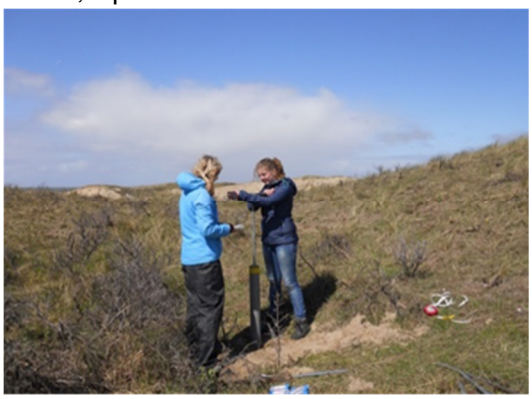
Loc.1, April 2014



Loc.2, March 2012

Loc.2, April 2014

Loc.3, March 2012



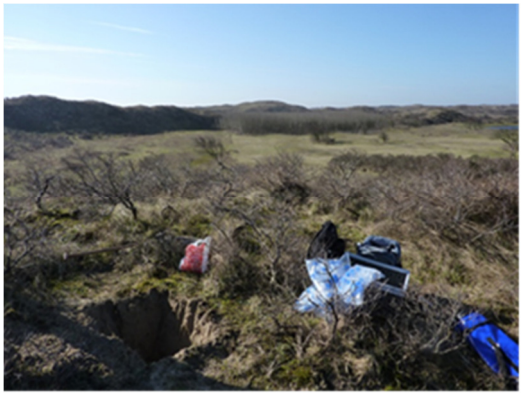
Loc.3, April 2014

Loc.4, April 2014

FIG. 7.4 Snapshots van meetlocaties 1-4 van bodemvocht vóór (maart 2012) en na de ingrepen (april 2014).
Foto's in 2012 genomen door Kaandorp et al. (2012), die in 2014 door Der Kinderen en Van Wielink.
1 = nr.2 van Kaandorp et al. (2012), 2 = nr.14 van Kaandorp et al. (2012), 3 = nr.17 van Kaandorp et al. (2012), 4 = nr.3 van Kaandorp et al. (2012).

FIG. 7.5 Snapshots van meetlocaties 5-8 van bodemvocht vóór (maart 2012) en na de ingrepen (april 2014).
Foto's in 2012 genomen door Kaandorp et al. (2012), die in 2014 door Der Kinderen en Van Wielink.
5 = nr.5 van Kaandorp et al. (2012), 6 = laagte bij nr.4 van Kaandorp et al. (2012), 7 = hogerop bij nr.4 van Kaandorp et al. (2012), 8 = nr.1 van Kaandorp et al. (2012).

Loc.5, April 2014


Loc.6, March 2012

Loc.6, April 2014

Geen foto beschikbaar

Loc.7, April 2014

Loc.8, March 2012

Loc.8, April 2014. In bos, diep achter A.

TABEL 7.4. Cl diepteprofielen van bodemvocht op 7 meetlocaties die bemonsterd zijn in zowel maart 2012 (door Kaandorp et al. 2012) als april 2014 (Der Kinderen 2014, Van Wielink 2014). De locaties zijn gesorteerd op toenemende afstand tot de hoogwaterlijn (X-HWL; m). Meetlocaties 2, 4 en 5 beïnvloed door strippen van begroeiing.
(Cl)wm = naar bodemvochtgehalte (zie Tabel 7.2) gewogen gemiddelde Cl concentratie van bodemvocht voor de hele kolom; (Cl)m = rekenkundig gemiddelde Cl concentratie van bodemvocht hele kolom.

Obs.point	1		2		3		4		5		7		8	
Sampling year	2012	2014	2012	2014	2012	2014	2012	2014	2012	2014	2012	2014	2012	2014
Vegetation	bare		grass	bare	grass	shrub	grass	bare	shrub	bare	shrub		pines	
X-HWL	92	76	188	176	315	311	321	322	472	455	868	884	1743	1811
Depth [cm BLS]														
5	173	137	632	120	657	158	103	70	301	302	162	529	425	239
15	214	171	302	126	456	143	181	77	403	94	141	126	621	353
25	106	64	242	90	351	90	253	84	403	127	142	111	431	408
35	149	171	190	109	346		119	63	269	121	112	93	361	356
45	131	44	204	73	349		128	69	254	106	114	97	313	328
55	101	107	175	86	326	106	99	65	208	83	173	99	444	476
65	115	73	301	64	346	101	91	76	216	82	230	76	477	268
75	124	66	302	70	227	97	147	86	293	78	108	77	316	262
85	141	64	314	87	210	102	151	73	292	58	114	87	282	271
95	151	69	301	98	242	90	177	66	300	94	157	93	280	167
105	130	81	299	85	213	86	141	64	270	75	159	76	391	187
115	145	56	255	206	201	84	131	63	222	76	158	88	401	195
125	101	78	240	172	184	94	174	65	208	69	200	129	384	189
135	121	62	178	228	122	73	147	81	205	101	179	86	432	188
145	122	66	199	253	184	93	189	67	216	77	157	80	382	198
155	90	54	290	196	205	80	172	72	206	92	159	71	372	213
165	98	37	300	200	200	91	242	54	192	79	144	87	359	194
175	118	47	347	160	201	113	206	74	179	92	141	93	518	201
185	125	64	434	136	200	104	127	69	170	68	162	74	1028	202
195	161	52	530	150	185	94	132	88	179	81	237	92	707	196
205	158	62		105		85	140	55	254	87	180	85	535	225
215	146	53		102		111	199	58	256	90	196	87	484	294
225	126	83		101		116	231	70	266	97	162	106	348	256
235	119	50		154		88	269	72	189	73	161	98	490	496
245	138	62		192		117	277	79	177	115	186	150	475	625
255	174	70		202		79	186	71	233	95	198	109	569	381
265	216	72		200		108	154	73	166	100	189	104	595	618
275	188	76		187		126	155	69	194	110	174	103	613	609
285	210	87		190		139	150	65	181	102	186	103	550	640
295	264	79		203		123	212	63		112	257	101	634	555
305	271	87		171		152	201	51	224	93	164	123	613	462
315	266	125		201		152	287	61	132	77	185	118	663	429
325	320	130		182		151	240	65	182	117	145	105	636	456
335	252	115		202		117	283	42	173	139	153	99	745	434
345	219	99		204		145	239	55	217	129	134	130	640	536
355	228	118		178		132	232	63	201	142	106	88	582	643
365	240	169		178		109	235	54	194	146	116	142	774	559
375	247	171		182		121	184	71	226	125	226	142	507	538
385	229	134		206		117	250	57	210	151	178	107	415	555
395	231	147		149		89	202	75	246	149	229	93	434	501
405	236	121		165		93	353	75	233	176	262	114	513	576
415	237	129		169			282	67	338	154	245	118	490	541
425	231	129				93	252	56	293	166	188	107	470	544
435	188	123		146		117	236	59	381	187	184	119	410	513
445	175	118		166		130	281	69	315	186	159	126	423	556
455	165	112		157		137	204	78	414	216	136	100	515	565
465	150	112		148		147	274	59	365	182	172	117	514	558
475	151	103		187		152	286	75	374	261	161	93	1610	542
485	184	112		196		123	311	83	447	221	179	142	2288	656
495	201	105		222		177	341	97	363	241	225	110	3094	640
505	196						283		382		214		1594	
515							377				209		785	
525													626	
535													602	
545													458	
Weighted mean	175	93	288	159	260	113	200	68	254	119	172	105	588	381
Mean	176	94	302	158	270	114	210	68	256	124	173	112	629	412

TABEL 7.5. Diepteprofielen van het volumetrische bodemvochtgehalte (θ) op 7 meetlocaties die bemonsterd zijn in zowel maart 2012 (door Kaandorp et al. 2012) als april 2014 (Der Kinderen 2014, Van Wielink 2014). De locaties zijn gesorteerd op toenemende afstand tot de hoogwaterlijn (X-HWL; m). Mean θ = gemiddelde volumetrische vochtgehalte voor hele bodemkolom. Vochtgehalten >30% wijzen op bemonstering van de vol-capillaire zoom; Σmoisture = totale volumetrische bodemvochtvolume in het hele profiel [mm H_2O]. BLS = Below Land Surface (-MV).

	Obs.point	1		2		3		4		5		7		8	
	Veg. In 2012	2012	2014	2012	2014	2012	2014	2012	2014	2012	2014	2012	2014	2012	2014
	Vegetation	bare		grass	bare	grass	shrub	grass	bare	shrub	bare	shrub		pines	
	X-HWL	92	76	188	176	315	311	321	322	472	455	868	884	1743	1811
Depth [cm BLS]	5	3.4	3.7	2.7	5.2	3.5	9.0	21.9	6.9	5.3	3.6	8.4	2.0	30.3	50.0
	15	4.7	4.6	5.8	5.2	4.1	9.2	8.0	8.7	4.4	16.2	6.3	5.3	4.2	8.8
	25	5.7	5.6	6.7	5.5	5.4	8.1	4.4	8.8	4.1	10.3	6.4	5.4	8.0	7.3
	35	5.3	4.8	6.9	6.2	7.3		7.0	8.2	6.0	7.8	7.2	7.6	7.2	8.9
	45	5.6	5.7	6.0	5.4	6.4		7.4	7.7	6.6	8.7	7.3	6.2	7.4	6.9
	55	5.5	6.3	7.4	5.8	6.1	8.3	7.3	8.2	7.0	6.3	6.2	6.9	7.2	5.5
	65	6.7	7.3	7.6	6.6	6.1	7.6	7.6	8.3	6.5	6.6	7.4	8.7	7.7	6.5
	75	5.3	6.8	7.7	7.2	6.7	8.1	8.6	7.7	6.9	7.4	7.0	6.5	7.9	6.6
	85	6.7	5.9	7.4	5.3	6.7	8.5	8.1	7.7	7.1	9.6	7.0	6.1	8.3	5.3
	95	5.2	8.3	7.5	5.9	6.0	7.7	7.7	7.7	6.6	5.8	7.3	7.9	7.2	6.4
	105	6.6	9.1	7.3	6.2	6.4	8.0	7.5	7.8	5.1	7.1	6.7	8.2	6.3	6.7
	115	7.0	9.0	7.6	6.8	6.7	8.2	6.2	7.8	7.3	6.6	6.4	6.4	6.3	6.9
	125	6.8	8.4	7.2	5.5	6.3	8.1	4.9	7.0	6.7	7.3	6.5	5.7	6.0	7.2
	135	7.2	7.8	7.4	5.2	6.1	7.7	5.9	6.8	6.0	6.3	5.8	7.0	5.3	7.0
	145	6.9	7.8	7.0	6.0	4.8	7.8	6.0	7.0	5.6	5.6	6.2	7.3	6.6	6.6
	155	7.3	7.5	7.8	7.1	5.9	7.5	7.2	6.7	5.7	6.2	5.2	7.6	7.1	7.5
	165	8.2	8.6	7.3	4.9	5.6	7.4	5.5	7.1	5.5	6.5	5.5	6.1	7.7	6.7
	175	8.5	6.8	6.7	6.7	5.2	7.4	5.5	7.0	5.3	6.7	6.1	7.0	6.7	6.5
	185	7.8	6.0	6.4	6.6	5.9	7.1	5.6	6.5	5.4	6.4	5.9	6.4	6.3	6.7
	195	7.6	5.5	5.5	6.7	6.0	7.1	6.1	6.7	5.2	6.4	4.9	6.2	6.5	6.8
	205	7.6	5.4		6.1		6.9	5.8	7.0	5.0	6.7	5.7	5.9	9.5	6.9
	215	7.7	5.3		6.7		7.2	6.7	6.9	4.8	6.3	6.9	5.8	9.9	7.0
	225	7.1	5.0		6.9		7.3	7.2	6.8	5.1	6.7	6.6	6.4	10.4	7.2
	235	6.9	5.6		5.7		7.3	6.5	7.1	5.0	6.8	6.5	5.4	8.0	6.6
	245	6.5	5.1		6.3		7.3	6.9	5.7	5.7	5.5	5.6	5.8	8.7	5.4
	255	6.5	5.7		6.1		7.0	6.3	6.7	5.0	6.8	5.6	5.5	9.6	5.3
	265	5.6	5.5		6.2		7.2	6.2	6.6	4.3	6.7	7.4	5.2	7.4	5.6
	275	5.7	6.0		6.5		7.3	6.9	6.8	4.8	6.6	7.7	5.5	7.5	5.6
	285	6.1	5.6		7.0		7.2	6.1	6.3	5.2	7.1	4.9	5.3	7.6	5.7
	295	6.1	5.7		7.7		7.2	6.8	7.7		7.0	6.1	5.7	7.8	4.9
	305	6.3	6.4		8.8		7.1	7.7	8.5	6.1	6.3	5.2	5.9	6.3	6.3
	315	6.2	5.8		7.5		7.3	7.2	7.3	6.7	6.9	5.7	5.5	7.0	5.9
	325	6.3	6.0		7.4		7.1	7.2	7.8	4.5	6.2	6.2	5.9	6.7	6.2
	335	6.9	6.1		7.5		7.1	6.2	7.2	4.1	5.6	6.8	5.9	7.7	5.6
	345	6.9	6.8		7.0		7.1	7.3	7.4	4.2	7.0	5.5	6.0	7.0	5.9
	355	6.5	6.9		6.8		7.3	6.9	8.1	4.7	6.3	5.9	7.1	7.6	6.6
	365	7.1	6.7		6.9		7.9	6.2	8.2	5.0	6.3	7.5	6.6	6.3	6.2
	375	7.0	6.6		6.8		7.9	5.8	8.5	5.0	6.9	5.6	6.2	7.4	6.1
	385	7.1	7.3		6.7		7.5	6.1	8.3	4.6	6.4	5.7	6.6	9.0	5.5
	395	7.0	5.8		6.5		7.7	6.2	8.0	4.5	5.7	5.2	7.3	8.1	5.2
	405	6.7	6.3		6.8		7.4	5.5	8.1	5.4	5.9	5.5	6.6	8.9	5.9
	415	6.4	6.8		6.2			5.5	7.6	4.6	5.7	5.4	6.5	8.1	6.2
	425	6.9	6.9				7.3	4.6	7.6	4.7	5.8	5.8	7.0	7.5	6.3
	435	6.8	7.2		7.1		6.9	4.6	7.8	5.3	6.9	5.9	6.8	8.0	6.8
	445	7.0	6.7		7.3		6.3	5.3	7.0	6.4	5.6	6.1	6.5	8.3	6.1
	455	6.9	7.1		7.0		6.2	5.6	7.0	4.7	5.7	6.2	6.7	6.7	5.9
	465	7.1	7.1		7.0		6.3	4.7	7.4	5.3	5.7	6.2	6.3	8.1	5.8
	475	6.8	6.2		6.5		6.4	5.0	7.9	5.0	5.5	6.3	6.5	7.8	6.1
	485	6.1	6.6		6.2		6.6	4.9	7.2	4.4	5.8	6.7	6.6	6.7	5.8
	495	6.5	6.9		6.2		5.2	4.7	7.1	5.2	5.8	6.2	6.4	4.6	5.6
	505	7.0						5.7		5.6		6.1		4.5	
	515							4.9				5.7		4.6	
	525													5.2	
	535													5.1	
	545													4.5	
	Sum θ mm	335	322	136	317	117	347	342	372	269	336	324	316	418	361
	Mean θ	6.6	6.4	6.8	6.5	5.9	7.4	6.6	7.4	5.4	6.7	6.2	6.3	7.6	7.2

Uit al het gepresenteerde materiaal kan het volgende opgemaakt worden:

- De Cl-concentraties zijn in 2014 gemiddeld over de 7 meetpunten (alle dieptes) gedaald met 49%, op de 3 meetpunten waar de vegetatie gestript is met 55% en op de 4 meetpunten zonder maatregelen met 44%. Dit zijn grote veranderingen die dus grotendeels op conto komen van de geringere atmosferische depositie, maar voor ca. 1/5 samenhangen met een verminderde begroeiing. De statistische significantie valt moeilijk te duiden omdat veel variabelen een rol spelen, maar logisch is het geconstateerde wel.
- Het bodemvochtgehalte is in 2014 gemiddeld over de 7 meetpunten (alle dieptes) toegenomen met 8%, op de 3 meetpunten waar de vegetatie gestript is met 11% en op de meetpunten zonder maatregelen met 5%. Dit zijn kleine veranderingen die dus voor iets meer dan de helft op conto komen van de verminderde begroeiing (zodat er minder water verdampt), en voor iets minder dan de helft samenhangen met andere omstandigheden, vooral met meer neerslag (841 mm in jaar vóór de 2012 opname versus 980 mm in het jaar vóór de 2014 opname). De Makkink verdamping verschilde nauwelijks. De statistische significantie valt moeilijk te duiden omdat veel variabelen een rol spelen, maar logisch is het geconstateerde wel.

7.6 Resultaat van peak matching

De in § 7.2 beschreven methode van peak matching is toegepast op de bodemvochtprofielen van april 2014. De profielen van 2012 waren complexer van aard. De Cl-data van 2014 zijn geplot in Fig.7.6 en het diepteverloop daarin is vergeleken met het Cl-verloop in de tijd van de regenval op collector WB2 te Wieringen (Fig.6.17). In 6 van de 7 profielen valt een duidelijke piek of dal in het Cl-diepteverloop te koppelen aan resp. piek N en dal NP (tussen pieken N en P) in bulk neerslag. Voor deze gedateerde en herkenbare extremen zijn de achtergrondgegevens en geïnterpreteerde hydrologische parameters (met name de evapotranspiratie E, het percentage grondwateraanvulling %R en de potentiële waterverliezen door berging + runoff [%Lost]) gelist in Tabel 7.6.

TABEL 7.6 Resultaten van piekmatching van de in Fig.7.6 weergegeven, gemeten Cl-diepteverlopen van bodemvocht op 7 locaties. De waarnemingen behorende bij piek N (eind nov – begin dec. 2013) en dal NP (in jan. 2014) in regenwater zijn in de gele cellen aangegeven. De belangrijkste resultaten bestaan uit de in de groene cellen geplotte waarden van de evapotranspiratie (E), het percentage grondwateraanvulling (%R), en het verlies aan regenwater door berging in de bodem plus potentiële runoff (%Lost). De locaties van de profielen zijn aangegeven in Fig.7.3. Voor verdere uitleg zie tekst.

Para-meter	Profile # (2014)	no.	1	2	3	4	5	7	8
	Vegetation March 2012		bare	grass	grass	grass	shrub	buckthorn	pines
	Vegetation April 2014		bare	bare	buckthorn	bare	bare	buckthorn	pines
	X-HWL	m	76	176	311	322	455	884	1743
	Profile depth (D)	m BLS	5.03	5.00	4.98	5.02	4.95	5.03	5.04
Peak #	Peak # in rain input		N	N	N	?	NP $	NP $	NP $
z_{PEAK}	Observed peak depth in groundwater	cm	375	145	315	?	155	155	95
t_S	Day # of sampling SM	day#	1320	1307	1324	?	1324	1325	1318
t_P	Day # of peak in rainwater	day#	1174	1174	1174	?	1224	1224	1224
v_{PEAK}	$z_{PEAK} / (t_S - t_P)$	cm/d	2.6	1.1	2.1	-	1.6	1.5	1.0
$\Sigma(z\theta_Z)$	Cum. SM down to peak depth	mm	241	88	245	-	121	105	87
ΣP_t	Cum. P between t_S and t_P	mm	370	343	373	-	236	236	233
E_{MAK}	Cum. E between t_S and t_P	mm	113	89	124	-	110	110	94
%R	$100\ \Sigma(z\theta_Z) / \Sigma P_t$	%	65.2	25.6	65.7	-	51.5	44.5	37.4
E	$(\Sigma P_t - \Sigma(z\theta_Z)) / (t_S - t_P)$	mm/d	0.88	1.92	0.85	-	1.14	1.30	1.55
f_G	fG Makkink = E / E_{MAK}		1.14	2.87	1.03	-	1.04	1.19	1.55
	Expected annual f_G Makkink for site		0.33	0.33	0.62	-	0.85	0.62	1.09
	Expected annual E for site (Table 3.1)	mm/d	0.58	0.58	1.30	-	0.58	1.07	1.90
%Lost	Perc. ΣPt lost by storage + runoff. &&		25	66	14	-	9	27	19

NP $: minimum between peak N and P in Fig.6.15 #: day number since start of rain water quality monitoring on 2 Sept. 2010.
&&: %Lost = $100\ (E\ (t_S - t_P) - f_G\ E_{MAK}) / \Sigma P_t$

Uit Tabel 7.6 wordt het volgende afgeleid:

- Profiel 4 levert geen herkenbare aanknopingspunten op, om moeilijk te specificeren redenen.
- De afgeleide evapotranspiratie (E) is voor de meetpunten 1-3 en 5-7 duidelijk hoger dan verwacht op basis van het jaargemiddelde volgens Tabel 3.1. Dit wijst op berging van herfst- en winter-regenwater in de onverzadigde zone t.g.v. bodemvochttekorten ontstaan tijdens de zomer, en eventueel t.g.v. oppervlakkige afvoer van regenwater. Met andere woorden, de afgeleide E overschat de werkelijke E! Dit volgt ook uit het grote verschil tussen de berekende gewasfactor (f_G) en de aanzienlijk lagere f_G zoals verwacht op basis van het jaargemiddelde volgens Tabel 3.1.
- Bovenstaande verklaart de relatief hoge waarden voor de term %Lost, zijnde de optelsom van regenwater dat vochttekorten in de onverzadigde zone opvult en regenwater dat oppervlakkig wordt afgevoerd door 'water repellency' na droogte. Vooral meetpunt 2 etaleert een hoge waarde, die wellicht samenhangt met de steile helling en daardoor grotere kans op runoff-verliezen.
- Realistisch en zeer concreet is de benedenwaartse verplaatsingssnelheid van het bodemvocht (v_{PEAK}). Deze is zoals verwacht, het hoogste voor de kale plots en het laagst voor de dennenplot. De waarden pakken laag uit t.o.v. de verwachte jaargemiddelden, omdat genoemde waterverliezen optreden die de Cl-frontverplaatsing vertragen.
- De geanalyseerde piek N en dal NP zijn relatief ondiep gesitueerd, waardoor de peak matching tot resultaten leidt die geenszins overeenkomen met jaartotalen.

7.7 Modellering van de diepe opnames van april 2014

7.7.1 Het model SMS-S

In Excel is het nieuwe model Soil Moisture Salinity Simulator (SMS-S) geprogrammeerd om de gemeten Cl-profielen in bodemvocht (elke 10 cm tot 5 m diepte) in zandige infiltratiegebieden op sterk vereenvoudigde wijze te simuleren. Dit gebeurt met (i) gegevens van de Cl-input (via hetzij 7-14 daagse bulk regenval analyses hetzij dagelijkse wind data), dagelijkse bruto regenval, dagelijkse Makkink verdamping (E_{MAK}) KNMI-station De Kooy, en de Makkink gewasfactor (f_G), (ii) locatiedata (ter bepaling van X-HWL en X-Wind; zie § 3.2) en bemonsteringsdatum, en (iii) enkele simulatieknoppen in de vorm van factoren en parameters.
De simulatieknoppen bestaan uit: de factor f_W in Eq.3.1 (alleen nodig als wind-data gebruikt worden), de gecombineerde factor $f_E^{1.5}f_{LOC}$ in Eq.3.2, de diepte-reductie factor ($f_{D\text{-}RED}$), en de Centralized Moving Average (CMA) voor de input van het ondiepste (CMA_{MIN}) en diepste monster (CMA_{MAX}).
De factor $f_{D\text{-}RED}$ drukt het hele gesimuleerde Cl-diepteverloop in elkaar (of rekt het op; niet aan de orde hier), om te compenseren voor watertekorten in de onverzadigde zone t.g.v. uitdroging, en waterverliezen door oppervlakkige en eventueel laterale afvoer. Bij de laterale afvoer valt te denken aan scheef benedenwaarts transport t.g.v. de scheve gelaagdheid van duinzand in paraboolduinen. De daardoor resulterende grotere ondergrondse transportlengte vertraagt de verticale indringing.
De parameters CMA_{MIN} en CMA_{MAX} zorgen voor een zeer grove verdiscontering van longitudinale dispersie.
De werking van het model SMS-S wordt verduidelijkt door Tabel 7.7, waarin de relevante data, berekeningen en instellingen van de simulatieknoppen zijn aangegeven voor de casus van locatie 8 (dennen). Deze uitsnede betreft rijen 954-1013 van het Excel-sheet dat start op rij-nr. 71 (1 sept. 2010) en eindigt op rij-nr. 1391 (12 april 2014, de bemonsteringsdatum).

TABEL 7.7. Uitsnede uit het in Excel geprogrammeerde SMS-S model ter simulatie van het diepteverloop van de Cl-concentratie van bodemvocht op locatie 8 (dennen). De modellering is gedaan op basis van (i) de 7-14 daagse Cl metingen op regencollector WB2 (Wieringen; kolom Q), en (ii) de dagelijkse Cl concentratie (kolom F) berekend uit windmetingen op windstation IJmuiden (kolommen C en E).
De berekende diepte in de bodem (de X-as in Fig.7.6) staat in kolom V, die volgt uit kolom H maal fD-RED = 0.6. Het resultaat van berekende Cl concentratie ((de Y-as in Fig.7.6) staat in kolom AA (op basis van windmetingen) en kolom AB (op basis van regenwatermetingen).
De bruingele rijen vertegenwoordigen dagen met cumulatief negatieve waterbalans (kolom L) en stagnatie van het vochtprofiel. De instellingen van de simulatieknoppen zijn in de rode cellen met reverse video aangegeven.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	wind	X	Y	Z	AA	AB
				fW	0.00054	1.089	f-G										CMA-min	10	360	CMA-max	0.6	fD-RED			fE^1.5fLOC	10.0	10.0
Date	P Overv	Wind dir	X-Wind	v-Wind	Salt	E-Mak	Depth	Cum P	Cum E	Cum R	H2O Sto	Cl-wind	Cl-WB2	Cl-wind	Cl-daily	ClxP		CMA	CMA-P	CMA-E	Depth	CMA-Cl		CMA-ClxP		Cl-SM	[mg/L]
	mm/d	NoE	m	m/s	mg/L	mm/d	cm-LS	mm	mm	mm	mm	14 d	mg/L	daily	WB2	wind	WB2	days	mm	mm	m BLS	wind	WB2	wind	WB2	via wind	mg/L
2013-01-31	10.4	238	2813	13.8	63.1	0.6	480.8	1098.7	763.8	334.9	0.0			10.6	11.5	110.1	119.2	360.0	2.7	1.6	288.5	6.1	5.5	17.3	18.0	518	541
2013-02-01	1.1	254	2147	4.6	1.7	0.2	468.5	1088.3	763.2	325.1	0.0			10.6	11.5	11.6	12.6	359.2	2.7	1.6	281.1	6.1	5.5	17.2	18.0	523	548
2013-02-02	2.2	350	3516	9.2	14.4	0.7	467.4	1087.2	763.0	324.2	0.0			10.6	11.5	23.3	25.2	358.4	2.7	1.6	280.4	6.1	5.6	17.3	18.1	520	545
2013-02-03	9.4	258	2049	10	24.3	0.3	465.6	1085.0	762.2	322.8	0.0			10.6	11.5	99.5	107.7	357.6	2.7	1.6	279.4	6.1	5.6	17.3	18.2	526	551
2013-02-04	2.3	247	2372	10.3	25.2	0.8	454.2	1075.6	761.9	313.7	0.0			10.6	11.5	24.3	26.4	356.8	2.6	1.6	272.5	6.1	5.6	17.3	18.2	538	566
2013-02-05	2.4	254	2147	10.8	30.9	0.5	452.4	1073.3	761.0	312.3	0.0			10.6	11.5	25.4	27.5	356.0	2.6	1.6	271.4	6.1	5.6	17.3	18.2	538	566
2013-02-06	3.6	10	10329	5.4	1.5	0.7	450.1	1070.9	760.4	310.5	0.0			10.6	11.5	38.1	41.3	355.2	2.6	1.6	270.0	6.1	5.6	17.3	18.2	540	568
2013-02-07	11.2	334	2435	8.9	15.1	0.5	446.5	1067.3	759.7	307.6	0.0			10.6	11.5	118.6	128.4	354.4	2.6	1.6	267.9	6.2	5.6	17.4	18.3	527	554
2013-02-08	2.6	17	36803	5	0.6	0.5	433.1	1056.1	759.1	297.0	0.0			10.6	11.5	27.5	29.8	353.6	2.6	1.6	259.9	6.2	5.6	17.4	18.3	529	557
2013-02-09	3.1	163	0	2.6	0.0	0.2	430.5	1053.5	758.6	294.9	0.0			10.6	11.5	32.8	35.5	352.8	2.7	1.6	258.3	6.2	5.6	17.5	18.4	517	543
2013-02-10	1	144	0	6.2	0.6	0.7	426.9	1050.4	758.4	292.0	0.0			10.6	11.5	10.6	11.5	352.0	2.6	1.6	256.1	6.2	5.6	17.4	18.3	525	551
2013-02-11	3.6	90	0	9.6	2.8	0.8	426.6	1049.4	757.6	291.8	0.0			10.6	11.5	38.1	41.3	351.2	2.6	1.6	256.0	6.2	5.6	17.4	18.3	524	550
2013-02-12	0.3	73	0	7.1	1.0	0.8	423.2	1045.8	756.7	289.1	-0.6		11.5	10.6	11.5	3.2	3.4	350.4	2.7	1.6	253.9	6.2	5.6	17.5	18.4	503	528
2013-02-13	0	140	0	3.3	0.1	0.8	423.2	1045.5	755.9	289.6	-1.4	10.6		10.6	3.4	0.0	0.0	349.6	2.7	1.6	253.9	6.2	5.6	17.5	18.4	503	528
2013-02-14	0	168	0	7.2	1.1	0.2	423.2	1045.5	755.0	290.5	-1.7			1.9	3.4	0.0	0.0	348.8	2.7	1.6	253.9	6.2	5.6	17.6	18.5	503	528
2013-02-15	0	244	2496	3.9	0.9	0.8	423.2	1045.5	754.8	290.7	-2.5			1.9	3.4	0.0	0.0	348.0	2.7	1.6	253.9	6.2	5.6	17.6	18.5	503	528
2013-02-16	5.1	272	1830	1.2	0.0	0.4	423.2	1045.5	753.9	291.6	0.0			1.9	3.4	9.8	17.2	347.2	2.7	1.6	253.9	6.2	5.6	17.6	18.5	503	528
2013-02-17	2.2	88	0	3.3	0.1	1	417.3	1040.4	753.5	286.9	0.0			1.9	3.4	4.2	7.4	346.4	2.6	1.6	250.4	6.3	5.6	17.3	17.8	557	573
2013-02-18	0	39	0	1.9	0.0	0.5	415.9	1038.2	752.4	285.8	-0.5			1.9	3.4	0.0	0.0	345.6	2.5	1.6	249.5	6.3	5.6	17.2	17.7	636	581
2013-02-19	0	16	26903	2.5	0.1	0.3	415.9	1038.2	751.8	286.4	-0.9			1.9	3.4	0.0	0.0	344.8	2.6	1.6	249.5	6.3	5.5	17.3	17.7	636	581
2013-02-20	0	76	0	8	1.5	0.7	415.9	1038.2	751.5	286.7	-1.6			1.9	3.4	0.0	0.0	344.0	2.6	1.6	249.5	6.3	5.5	17.3	17.7	636	581
2013-02-21	0.3	62	0	7.3	1.1	0.6	415.9	1038.2	750.8	287.4	-2.0			1.9	3.4	0.6	1.0	343.2	2.4	1.6	249.5	6.3	5.5	16.5	16.3	636	581
2013-02-22	0	60	0	7.9	1.4	0.7	415.9	1037.9	750.1	287.8	-2.7			1.9	3.4	0.0	0.0	342.4	2.4	1.6	249.5	6.3	5.5	16.6	16.3	636	581
2013-02-23	0	45	0	8.3	1.7	0.3	415.9	1037.9	749.3	288.6	-3.1			1.9	3.4	0.0	0.0	341.6	2.4	1.6	249.5	6.3	5.4	16.6	16.3	636	581
2013-02-24	0	34	0	9	2.2	0.1	415.9	1037.9	749.0	288.9	-3.2			1.9	3.4	0.0	0.0	340.8	2.4	1.6	249.5	6.3	5.4	16.7	16.4	636	581
2013-02-25	0.2	47	0	8.4	1.8	0.2	415.92	1037.9	748.9	289.0	-3.2			1.9	3.4	0.4	0.7	340.0	2.4	1.6	249.5	6.3	5.4	16.7	16.4	636	581
2013-02-26	1.0	67	0	7	1.0	0.5	415.92	1037.7	748.7	289.0	-2.7		3.4	1.9	3.4	1.9	3.4	339.2	2.4	1.6	249.5	6.3	5.4	16.7	16.4	636	581
2013-02-27	0.5	61	0	6.8	0.9	0.9	415.92	1036.7	748.1	288.6	-3.2	1.9		1.9	1.0	1.0	0.5	338.4	2.5	1.6	249.5	6.3	5.3	16.8	16.5	636	581
2013-02-28	0	60	0	4.1	0.2	0.5	415.9	1036.2	747.2	289.0	-3.8			1.3	1.0	0.0	0.0	337.6	2.5	1.6	249.5	6.3	5.3	16.8	16.5	636	581
2013-03-01	0	22	0	5.7	0.5	0.4	415.9	1036.2	746.6	289.6	-4.2			1.3	1.0	0.0	0.0	336.8	2.5	1.6	249.5	6.3	5.2	16.9	16.6	636	581
2013-03-02	0.3	352	3748	2.7	0.2	0.4	415.9	1036.2	746.2	290.0	-4.3			1.3	1.0	0.4	0.3	336.0	2.4	1.6	249.5	6.2	5.2	16.6	16.0	636	581
2013-03-03	0	10	10329	1.5	0.0	0.8	415.9	1035.9	745.7	290.2	-5.2			1.3	1.0	0.0	0.0	335.2	2.4	1.6	249.5	6.2	5.2	16.6	16.0	636	581
2013-03-04	0.1	109	0	4.2	0.2	1.6	415.9	1035.9	744.9	291.0	-6.9			1.3	1.0	0.1	0.1	334.4	2.5	1.6	249.5	6.2	5.1	16.7	16.1	636	581
2013-03-05	0	154	0	4	0.1	1.6	415.9	1035.8	743.1	292.7	-8.6			1.3	1.0	0.0	0.0	333.6	2.5	1.6	249.5	6.2	5.1	16.7	16.1	636	581
2013-03-06	0	99	0	4.6	0.2	0.7	415.9	1035.8	741.4	294.4	-9.4			1.3	1.0	0.0	0.0	332.8	2.5	1.6	249.5	6.2	5.0	16.7	16.0	636	581
2013-03-07	0	87	0	7.8	1.4	0.7	415.9	1035.8	740.6	295.2	-10.1			1.3	1.0	0.0	0.0	332.0	2.5	1.6	249.5	6.2	5.0	16.7	15.9	636	581
2013-03-08	0	85	0	9.4	2.6	0.5	415.9	1035.8	739.9	295.9	-10.7			1.3	1.0	0.0	0.0	331.2	2.5	1.6	249.5	6.2	4.9	16.7	15.9	636	581
2013-03-09	0	73	0	7.8	1.4	0.2	415.9	1035.8	739.3	296.5	-10.9			1.3	1.0	0.0	0.0	330.4	2.5	1.6	249.5	6.1	4.9	16.6	15.7	636	581
2013-03-10	9.8	49	0	9.3	2.5	0.3	415.9	1035.8	739.1	296.7	-1.4			1.3	1.0	12.8	9.9	329.6	2.4	1.6	249.5	6.1	4.8	16.3	15.1	636	581
2013-03-11	13.8	59	0	10.5	3.8	0.9	415.9	1026.0	738.8	287.2	0.0			1.3	1.0	18.1	14.0	328.8	2.4	1.6	249.5	6.1	4.8	16.3	14.8	636	581
2013-03-12	0	53	0	7.9	1.4	1.5	399.8	1012.2	737.8	274.4	-1.6		1.0	1.3	1.0	0.0	0.0	328.0	2.4	1.6	239.9	6.1	4.8	16.2	14.8	712	655
2013-03-13	0	296	1753	3.2	0.5	1.7	399.8	1012.2	736.2	276.0	-3.5	1.3		1.3	2.0	0.0	0.0	327.2	2.4	1.6	239.9	6.1	4.7	16.0	14.6	712	655
2013-03-14	0.1	4	6435	2.9	0.2	1.4	399.8	1012.2	734.3	277.9	-4.9			5.9	2.0	0.6	0.2	326.4	2.4	1.6	239.9	6.1	4.7	15.9	14.6	712	655
2013-03-15	1.6	178	0	8	1.5	0.6	399.8	1012.1	732.8	279.3	-4.0			5.9	2.0	9.4	3.2	325.6	2.4	1.6	239.9	6.1	4.7	15.9	14.6	712	655
2013-03-16	0.1	160	0	8.9	2.2	1	399.8	1010.5	732.1	278.4	-5.0			5.9	2.0	0.6	0.2	324.8	2.4	1.6	239.9	6.0	4.7	15.6	14.3	712	655
2013-03-17	8.2	136	0	5.9	0.5	1	399.8	1010.4	731.0	279.4	0.0			5.9	2.0	48.2	16.5	324.0	2.4	1.6	239.9	6.0	4.7	15.5	14.2	712	655
2013-03-18	0	197	0	2.5	0.0	1.2	390.9	1002.2	730.0	272.2	-1.3			5.9	2.0	0.0	0.0	323.2	2.3	1.6	234.5	6.0	4.7	15.1	13.9	815	753
2013-03-19	4.3	85	0	7.2	1.1	0.8	390.9	1002.2	728.6	273.6	0.0			5.9	2.0	25.3	8.7	322.4	2.3	1.7	234.5	6.0	4.7	14.7	13.6	815	753
2013-03-20	0	64	0	7.6	1.3	0.5	386.6	997.9	727.8	270.1	-0.5			5.9	2.0	0.0	0.0	321.6	2.3	1.7	231.9	6.0	4.7	14.7	13.6	221	265
2013-03-21	0	55	0	2.5	0.0	1.5	386.6	997.9	727.2	270.7	-2.2			5.9	2.0	0.0	0.0	320.8	2.3	1.7	231.9	6.0	4.6	14.8	13.7	221	265
2013-03-22	0.1	89	0	11.4	5.0	0.9	386.6	997.9	725.6	272.3	-3.1			5.9	2.0	0.6	0.2	320.0	2.3	1.7	231.9	6.0	4.6	14.8	13.7	221	265
2013-03-23	0	90	0	14.6	11.6	1.3	386.6	997.8	724.6	273.2	-4.5			5.9	2.0	0.0	0.0	319.2	2.3	1.7	231.9	6.0	4.6	14.7	13.5	221	265
2013-03-24	0	85	0	15	12.7	1.5	386.6	997.8	723.2	274.6	-6.1			5.9	2.0	0.0	0.0	318.4	2.2	1.7	231.9	6.0	4.6	14.5	13.2	221	265
2013-03-25	0	79	0	13.9	9.8	1.8	386.6	997.8	721.6	276.2	-8.1			5.9	2.0	0.0	0.0	317.6	2.1	1.7	231.9	6.0	4.6	14.4	12.9	221	265
2013-03-26	0	77	0	11.1	4.6	1.9	386.6	997.8	719.6	278.2	-10.1		2.0	5.9	2.0	0.0	0.0	316.8	2.1	1.7	231.9	6.0	4.6	14.5	12.9	221	265
2013-03-27	0	80	0	8.4	1.8	2	386.6	997.8	717.5	280.3	-12.3	5.9		5.9	4.6	0.0	0.0	315.9	2.1	1.7	231.9	6.0	4.6	14.4	12.9	221	265
2013-03-28	0	65	0	7.4	1.2	1.1	386.6	997.8	715.4	282.4	-13.5			8.2	4.6	0.0	0.0	315.1	2.1	1.7	231.9	6.0	4.6	14.4	12.8	221	265
2013-03-29	0	24	0	3.5	0.1	1.4	386.6	997.8	714.2	283.6	-15.0			8.2	4.6	0.0	0.0	314.3	2.1	1.7	231.9	6.1	4.6	14.4	12.7	221	265
2013-03-30	0.1	24	0	5.4	0.4	1.5	386.6	997.8	712.6	285.2	-16.6			8.2	4.6	0.8	0.5	313.5	2.1	1.7	231.9	6.1	4.6	14.4	12.7	221	265
2013-03-31	0.5	43	0	4.8	0.3	1.9	386.6	997.7	711.0	286.7	-18.1			8.2	4.6	4.1	2.3	312.7	2.1	1.7	231.9	6.1	4.6	14.5	12.8	221	265

Aangenomen is dat (i) het vochtprofiel op zijn plaats blijft tijdens dagen met cumulatief negatieve waterbalans (H2O-STO <0 in kolom L), (ii) de Makkink gewasfactor f_G constant blijft, en (iii) de optredende dispersie tijdens benedenwaarts transport beschreven kan worden met een lineair met de diepte toenemend aantal dagen waarover de CMA wordt bepaald. Dit zijn uiteraard sterke vereenvoudigingen, maar het ermee bereikte resultaat is bevredigend (→ § 7.7.2).

7.7.2 Resultaten

De resultaten van de 7 met SMS-S gesimuleerde Cl-bodemvochtprofielen zijn weergegeven in Fig.7.6. Het betreft de profielen van april 2014. Tabel 7.8 biedt een overzicht van de achtergrondgegevens en modelparameters m.b.t. de 7 in Fig.7.6 weergegeven gemeten en met SMS-S gesimuleerde diepteverlopen van de Cl-concentratie van bodemvocht.

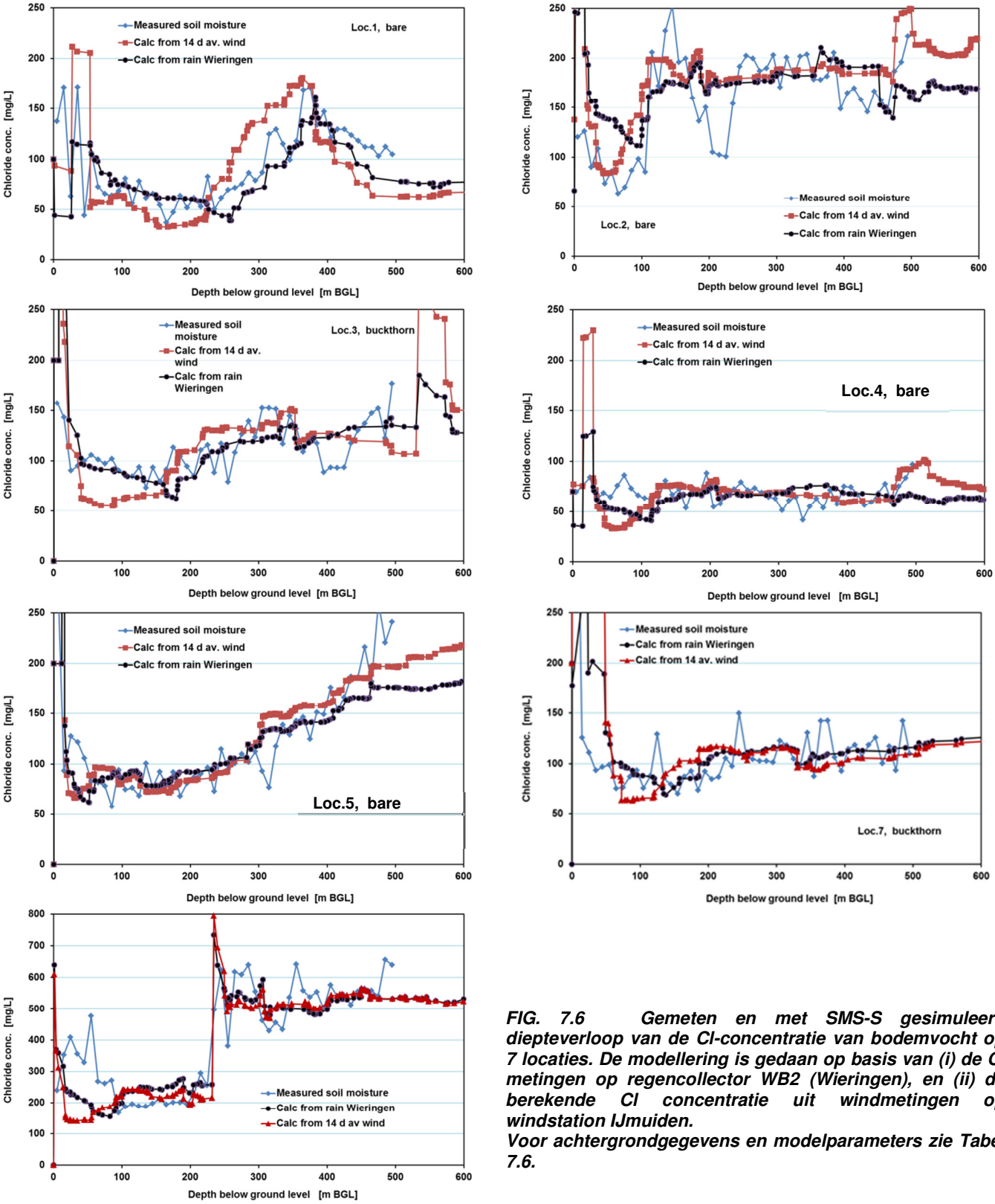


FIG. 7.6 Gemeten en met SMS-S gesimuleerd diepteverloop van de Cl-concentratie van bodemvocht op 7 locaties. De modellering is gedaan op basis van (i) de Cl metingen op regencollector WB2 (Wieringen), en (ii) de berekende Cl concentratie uit windmetingen op windstation IJmuiden.
Voor achtergrondgegevens en modelparameters zie Tabel 7.6.

TABEL 7.7 Achtergrondgegevens en modelparameters m.b.t. de in Fig.7.6 weergegeven gemeten en met SMS-S gesimuleerde diepteverlopen van de Cl-concentratie van bodemvocht op 7 locaties. De locaties van de profielen zijn aangegeven in Fig.7.3.

Profile # (2014)	no.	1	2	3	4	5	7	8
Vegetation March 2012		bare	grass	grass	grass	shrub	buckthorn	pines
Vegetation April 2014		bare	bare	buckthorn	bare	bare	buckthorn	pines
X-HWL	m	76	176	311	322	455	884	1743
Profile depth (D)	m BLS	5.03	5.00	4.98	5.02	4.95	5.03	5.04
Depth reduction factor (fD-RED)		0.90	0.50	1.00	0.50	0.45	0.85	0.60
fW (corr Cl-P via wind data) #		0.000155	0.000251	0.000309	0.000328	0.000348	0.000464	0.000541
Makkink crop factor (f-G)		0.33	0.33	0.90	0.33	0.85	0.62	1.089
fE^1.5 fLOC (for bulk prec)		10	20	12	7.5	9	12	26
Min CMA (at 0.0 m BLS)	days	10	10	10	10	10	10	10
Max CMA (at 5.0 m BLS)	days	45	130	100	120	210	150	360
Age oldest sample (tMAX)	days	143	139	170	157	164	159	437
Sum P	mm	358.5	352.7	481	404.3	435.9	386.3	1098.7
Sum E	mm	36.9	30.0	118.9	38.8	110.2	77.9	763.8
mean E	mm/d	0.26	0.22	0.70	0.25	0.67	0.49	1.75
%E	%	10.3	8.5	24.7	9.6	25.3	20.2	69.5
%E annual estimate via Table 3.1	%	21.5	21.5	48.5	21.5	21.5	40.0	70.9
Inf. Rate (100D/tMAX)	cm/d	3.5	3.6	2.9	3.2	3.0	3.1	1.1
Profile remarks			Overblown			Overblown		

#: fW = 0.0003864 for reference rain collector WB2 (Wieringen) at 707 m from HWL.

Uit het gepresenteerde materiaal concluderen wij het volgende:

- Het maakt weinig verschil of de gemeten of uit windgegevens berekende Cl-concentraties als input worden gebruikt voor het model. De overlap tussen beiden is i.h.a. zeer goed.
- De simulatieresultaten zijn heel bevredigend te noemen voor alle profielen. Dit vergde nogal uiteenlopende instellingen van de 6 simulatieknoppen, en werd via trial and error bereikt. De gevoeligheid van de uitkomsten was hoog voor alle knoppen.
- De instelling van de Makkink gewasfactor was voor profielen 1, 2, 4, 7 en 8 gelijk aan de inschatting volgens Tabel 3.1. Voor 3 en 5 moest deze hoger worden ingesteld.
- Vooral in de bovenste 0.5-1.0 meter van het bodemprofiel zijn de afwijkingen tussen de simulatie en meetwaarden vrij groot. Dit kan verklaard worden door veranderingen in de wortelzone, bergingsveranderingen en het optreden van voorkeursstroming, water repellency en lateraal transport.
- De dispersie is conform verwachting het grootste onder de dennen, en het geringste onder schaars tot niet begroeid terrein (vooral profiel 1). Dit valt te zien aan de waarde van CMA_{MAX}.
- Omdat het dieptebereik waarover gemodelleerd is (5 m) groter is dan het diepte-interval van de peak matching (1-3.8 m), zijn de resultaten meer in lijn met de verwachte evapotranspiratie op jaarbasis. De waarden van %E zijn voor de meetpunten 1-4 en 7 ongeveer de helft van het verwachte jaartotaal, hetgeen grotendeel samenhangt met dominantie van de winterperiode waarin de evapotranspiratie laag is. Voor de dennenplot komt de waarde van %E goed overeen met de verwachte waarde van het jaartotaal.

Hoewel SMS-S redelijk presteert zien wij ook belangrijke tekortkomingen, zoals: (i) de ten onrechte constant veronderstelde factor $f_{D\text{-}RED}$, die eigenlijk vooral in het najaar opspeelt (<1) maar daarbuiten veel minder of niet; en (ii) de gebrekkige manier waarop dispersie via de CMA verdisconteerd wordt.

7.8 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek

Hoewel de hier gevolgde, eenvoudige aanpak tot enkele heldere conclusies heeft geleid, worden met betrekking tot de chloride massabalans methode en piekmatching de volgende verbeterpunten wenselijk geacht:

- een grotere profieldiepte vooral onder schraal begroeid terrein, om tenminste 1 jaar geïnfiltreerd regenwater in de onverzadigde zone te bemonsteren.
- het uitproberen van andere boortechnieken dan de verbuisde Edelman, b.v. met een hamerboor (Allen et al. 2014) of via sondeertechniek.
- het centrifugeren van gestoken kernen om meerdere tracers te kunnen benutten, met name ^{2}H, ^{18}O, Cl, Br en SO_4. Vooral ^{2}H en ^{18}O bieden grote voordelen (Gehrels 1999).
- Transportmodellering in de onverzadigde zone met geavanceerde modellen zoals Hydrus.

8 Resultaten grondwater

De *bovenste grondwater zone* wordt hier gedefinieerd als de bovenste 2-4 meter van het grondwater compartiment, waar (a) seizoensmatige en jaarlijkse fluctuaties in de grondwaterstand optreden, (b) seizoensfluctuaties in grondwaterchemie onder bepaalde omstandigheden nog goed meetbaar zijn, (c) de grondwaterchemie duidelijk beïnvloed wordt door de lokale begroeiing, en (d) het grondwater zich bevindt in duin- en strandzand.
In dit hoofdstuk verkennen we de data die met behulp van VU's spiraalboor verticale waterkwaliteitsprofielen opleverde tot 1-2 m onder de grondwaterspiegel. De bovenetage van het grondwater is op verschillende locaties in de kustduinen van Nederland onderzocht (Stuyfzand, 1993), maar nog niet in Nationaal Park Zuid-Kennemerland. VU's spiraalboor is wel eerder of gelijktijdig toegepast op andere duinlocaties, namelijk op de eilanden Borkum, Schiermonnikoog, Texel en Grevelingenplaat (Stuyfzand et al. 2014).

8.1 Correctie en eliminatie van foute hydrochemische data

Grondwatermonsters zijn in het veld gefiltreerd over een 0.45 µm membraanfilter om zwevende deeltjes te verwijderen. 'Filtration bias' is soms toch opgetreden, namelijk wanneer vergeten werd om te filtreren of wanneer het filter via kortsluiting gepasseerd werd, b.v. t.g.v. een te hoge druk of verkeerde montage. Correcties zijn dan dikwijls noodzakelijk om te compenseren voor de oplossing van zwevende deeltjes in het monster wanneer dit ter conservering wordt aangezuurd. Aluminium is een goede indicator van 'filtration bias' als Al > 20 µg/L en 5.5 < pH < 8.5. De toegepaste correctieprocedure betreft met name spore-elementen en wordt toegelicht in § 3.7 van Bijlage 2. Alle grondwatermonsters hadden 6.5 < pH < 8.5, en voldeden dus aan de eis om überhaupt gecorrigeerd te kunnen worden.
Ongeveer 47% van alle grondwatermonsters (n = 326) vertoonde Al >20, en ca. 10% >100 µg/L. De correctie had weinig invloed op de resultaten van monsters met Al concentraties van 20-100 µg/L.
Door technische problemen vertoonden nogal veel pH-metingen in het veld 0.2-1.0 pH eenheid te lage of te hoge waarden. Dit maakte in 20% van de gevallen een rigoureuze correctieprocedure noodzakelijk, gebaseerd op de ervaring dat kalkrijk duingrondwater (pH>6.5) praktisch altijd een calciet verzadigingsindex (SI_C) vertoont van 0 - +0.2 (Stuyfzand, 1993). De correctieprocedure wordt toegelicht in § 3.9 van Bijlage 2.
Abnormaal hoge Cd en Pb data voor profielen 16.1 – 20.2 (alle diepten vertoonden ~1 µg Cd/L en ~10 µg Pb/L) moesten verwijderd worden; de oorzaak ervan is niet achterhaald.

8.2 Presentatie van resultaten

In totaal zijn er 95 hydrochemische profielen gemaakt van de bovenste 1-2.5 m duingrondwater in de periode december 2010 – juli 2015, met behulp van VU's spiraalboor (Tabel 2.1). De meetlocaties zijn weergegeven in Fig.2.11. Zij omvatten locaties met verschillen in afstand tot de kust, vegetatie en dikte van de onverzadigde zone. Ontkalkingsverschillen speelden geen rol van betekenis, omdat op alle locaties de ontkalkingsdiepte <0.1 m bedroeg (Stuyfzand in prep).
De gemiddelde chemische samenstelling van ondiep duingrondwater onder alle vegetatietypen, kaal duin, duingrassen, duinstruweel en loofbos kan vergeleken worden met bulk regenwater in Tabel 8.1. De linkerzijde hiervan toont ook de samenstelling van 'standard mean ocean water' (SMOW), Noordzeewater langs de kust, Rijnwater (dat langs de kust mengt met SMOW), en ondiep grondwater op het strand (onderverdeeld in 3 saliniteitsklassen). Deze wateren worden door Stuyfzand (in prep) besproken.

TABEL 8.1. Gemiddelde chemische samenstelling van oceaanwater, Noordzeewater, Rijnwater (dat met oceaanwater langs de kust mengt), ondiep grondwater op het strand, regenwater en ondiep duingrondwater achter de zeereep. Voor bulk regenval (rain) is het gemiddelde genomen van permanente collectoren Kattendel (KB1) en Wieringen (WB2). Geelbruin gekleurde cellen geven de maximale concentratie of waarde aan.
X# = concentratie van X gecorrigeerd voor zeezoutbijdrage. n = totale aantal monsters. %RM, %RC, %RP = bijdrage aan TDS (Total Dissolved Solids) van resp. Mariene componenten, Continentale bestanddelen (of bodembestanddelen) en antropogene pollutie.

Parameter	Unit	SMOW	Rhine	North Sea		Beach			Behind foredune ridge inland						
		Ocean	2010	calc	meas	salt	brackish	fresh	rain	all	grasses	scanty	shrub	birch	bare
n		?	52	?	?	28	11	34	108	253	60	21	41	49	20
depth	m BLS	0	0	0	0	1.2	1.7	2.9	-1.5	1.6	1.3	1.8	1.7	1.9	1.2
X-HWL	m				-100	-37	-28	0	461	709	562	894	1050	1281	1448
Z-GWT	m	0	0	0	0	0.2	0.4	2.1		0.8	0.5	1.2	0.9	1.1	0.4
EC-20	uS/cm	46000	568	39078	39000	30210	12857	1380	101	598	623	457	498	724	216
Temp	oC	13.0	13.2	13.0	10.5	9.3	10.0	17.5	20.1	14.1	16.8	14.4	14.4	13.0	14.3
pH-Lab		8.2	8.0	8.2	8.1	7.7	7.9	7.6	4.7	7.2	7.0	7.4	7.1	7.1	7.9
Na	mg/L	11020	40	9347	9350	7223	2784	184	10	37	34	15	29	68	7
K	mg/L	408	4.2	346	346	331	142	17.9	0.4	2.3	2.6	2.5	1.9	2.6	0.9
Ca	mg/L	422	69.5	368	350	298	128	69.9	1.2	99.7	117.2	84.6	91.7	113.4	41.0
Mg	mg/L	1322	10.8	1122	1122	907	349	42.5	1.2	6.8	7.0	4.0	5.4	6.9	2.2
Fe	mg/L	0.002	0.01	0.002	0.05	0.30	0.09	0.04	0.01	3.22	7.27	0.27	0.11	2.96	0.55
Mn	mg/L	0.0002	0.01	0.001	0.05	0.21	0.08	0.09	0.00	0.51	1.03	0.06	0.08	0.45	0.01
SiO2	mg SiO2/L	4.4	2.6	4.1	0.9	3.4	4.3	8.3	0.1	7.6	9.1	6.0	5.9	8.1	4.3
Cl	mg/L	19805	80.5	16800	16800	13533	4997	307	17.1	61.0	55.8	36.0	45.0	75.1	16.5
SO4	mg/L	2775	54.5	2361	2355	1944	798	71	3.9	12.7	7.8	9.7	12.9	17.1	4.2
HCO3	mg/L	145	167	148	160	177	223	290	8	310	362	221	280	397	126
NO3	mg NO3/L	0.3	11.0	1.9	3.0	3.7	2.2	14.6	2.3	11.7	5.4	25.8	15.4	3.3	3.6
NO2	mg NO2/L		0.05			0.89	0.34	0.02	0.03	0.07	0.02	0.15	0.02	0.02	0.02
PO4-t	mg PO4/L	0.06	0.44	0.12	0.16	0.15	0.20	0.20	0.05	0.11	0.28	0.04	0.04	0.17	0.27
F	mg/L	1.30	0.12	1.12	1.20	1.42	1.08	0.37	0.02	0.14	0.18	0.10	0.16	0.20	0.11
Al	ug/L	5	8	5	5	3	7	5	5	4	5	2	6	4	2
As	ug/L	2.5	0.8	2.2	2.5	10.2	3.4	2.6	1.3	7.3	17.0	2.0	1.5	10.5	1.9
B	ug/L	4600	54	3907	3900	3273	1634	377	5	42	54	28	37	34	8
Ba	ug/L	30	83	38	40	15	6	2	2	6	10	4	6	9	3
Be	ug/L	0.001	0.025	0.004	0.005	0.010	0.005	0.017	0.009	0.021	0.034	0.012	0.035	0.043	0.018
Br	ug/L	67300	245	57084	56000	45166	16593	966	54	167	192	43	106	238	55
Cd	ug/L	0.11	0.03	0.10		0.59	0.28	0.08	0.31	0.15	0.21	0.02	0.08	0.13	0.05
Co	ug/L	0.1	0.1	0.1	0.2	1.6	0.6	0.9	0.3	1.6	1.8	1.0	0.9	2.0	0.7
Cr	ug/L	0.2	0.3	0.2		2.3	0.6	1.0	0.2	0.3	0.4	0.3	0.4	0.6	0.6
Cu	ug/L	0.9	2.0	1.1	1.4	31.3	7.8	3.2	2.1	3.7	4.1	3.1	4.8	3.6	1.9
Eu	ug/L	0.0001				1.87	0.57	0.21	0.10	0.15	0.22	0.06	0.15	0.12	0.06
Ho	ug/L	0.0004				0.51	0.17	0.10	0.11	0.09	0.10	0.09	0.10	0.10	0.09
La	ug/L	0.01				1.05	0.70	0.26	0.27	0.17	0.20	0.13	0.17	0.19	0.17
Li	ug/L	170	15	146	160	138	61	20.4	0.2	6.5	7.4	5.4	5.6	9.1	4.3
Mo	ug/L	10.0	1.5	8.7	10.7	10.9	7.2	1.5	0.1	0.7	1.0	1.0	1.1	0.4	1.6
Ni	ug/L	0.7	1.2	0.8	0.9	3.6	1.3	0.5	0.4	1.3	0.7	0.7	1.7	3.3	0.4
Pb	ug/L	0.0	0.1	0.0	0.7	25.9	10.2	1.0	0.9	1.7	2.9	1.9	0.5	2.8	0.8
Sc	ug/L	0.00				0.04	0.04	0.03	0.03	0.03	0.03	0.02	0.03	0.04	0.03
Sr	ug/L	8100	502	6942	7100	5457	2159	798	11	400	491	289	314	379	137
Tl	ug/L	0.01	0.01	0.0		8.5	3.6	1.1	1.3	1.7	2.0	1.6	2.1	1.9	1.3
V	ug/L	1.9	1.1	1.8	1.9	1.4	0.8	1.0	0.7	0.9	0.9	0.5	0.9	1.8	0.3
Yb	ug/L	0.00				1.26	0.63	0.28	0.06	0.37	0.48	0.25	0.29	0.40	0.13
Zn	ug/L	2	4	2	5	75	43	25	19	22	24	7	16	15	3
BEX	meq/L	-0.10	0.32	-0.03	0.05	-11.74	2.44	2.69	0.00	0.40	0.41	-0.05	0.40	1.31	0.03
SO4#	mg/L	0.0	43.2	6.6	1.0	47.4	97.8	27.6	1.5	4.1	0.0	4.7	6.5	6.6	1.9
Na#	mg/L	0.0	-4.4	-0.7	2.1	-307.5	4.0	13.3	0.0	3.3	2.6	-5.0	4.2	25.9	-1.9
K#	mg/L	0.0	2.6	0.4	-0.1	52.5	38.6	11.6	0.1	1.1	1.4	1.7	1.0	1.1	0.6
Ca#	mg/L	0.0	67.8	10.3	-8.0	10.1	21.9	63.3	0.9	98.4	116.0	83.9	90.8	111.8	40.7
Mg#	mg/L	0.0	5.4	0.8	0.6	3.5	15.5	22.0	0.0	2.7	3.2	1.6	2.3	1.9	1.1
B#	ug/L	0	35	5	-2	129	474	306	3	28	42	20	26	16	4
Br#	ug/L	0	-29	-4	-1089	-822	-386	-77	-7	-41	2	-79	-47	-17	-2
F#	ug/L	0	114	17	97	536	752	351	18	138	177	93	160	193	107
Li#	ug/L	0	14	2	16	22	18	18	0.1	6	7	5	5	8	4
Mo#	ug/L	0.0	1.5	0.2	2.2	4.1	4.7	1.4	0.3	0.7	1.0	1.0	1.0	0.4	1.5
Sr#	ug/L	0	469	71	229	-78	116	672	3	375	468	275	296	348	130
SI-C		0.61	0.40		0.45	0.03	0.13	0.15	-5.64	0.05	-0.06	0.05	-0.11	0.02	0.03
TIC	mmol/L	2.44	2.82	2.50	2.69	3.04	3.78	5.11	5.66	6.11	7.74	3.97	5.53	8.14	2.15
Cl/Br	mg/L	294	329	300	300	300	301	320	312	445	297	1149	424	329	306
TDS	mg/L	35984	448	30570	30562	24478	9449	1008	45	554	610	405	488	696	208
Biological	%TDS	0.0	1.5	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
Acids	%TDS	0.0	12.1	1.9	0.0	0.2	1.1	4.3	8.3	3.5	2.0	7.9	4.5	1.6	2.7
Marine	%TDS	99.9	32.7	89.7	99.9	99.9	96.2	55.3	68.4	19.1	15.8	14.8	15.4	19.0	14.5
Continental	%TDS	0.1	53.7	8.3	0.1	-0.1	2.7	40.4	21.6	77.4	82.2	77.3	80.1	79.4	82.6
SiO2	%TDS	0.0	0.7	0.2	0.0	0.1	0.1	1.0	0.2	1.5	1.5	1.6	1.3	1.2	2.1
XCO3	%TDS	0.0	53.0	8.1	0.0	-0.2	2.6	39.5	21.4	75.9	80.7	75.8	78.8	78.2	80.5
Ocean	% Mix	100.0	0.3	84.8	84.8	68.3	25.1	1.4	0.0	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	0.0

Effecten van verschillen in afstand tot de kust en diepte tot de grondwaterspiegel, op de gemiddelde chemische samenstelling van grondwater onder verschillende vegetatietypen, kan afgeleid worden uit Tabel 8.3.

8.3 Gemiddelde samenstellling van ondiep duingrondwater

De kolommen aan de rechterzijde van Tabel 8.1 (en Fig.9.1) laten zien, dat continentale bijdragen aan TDS van duingrondwater (gemiddeld 77%) aanzienlijk hoger zijn dan die van regenwater (gemiddeld 22%). Dit houdt verband met het oplossen van duinzandbestanddelen, vooral schelpfragmenten (Ca, HCO_3 en Sr), silicaatmineralen (SiO_2, K, Mg, B, Ba, Co, Li, Ni, Yb) en ijzer(hydr)oxiden (Fe, Mn, As). Hierdoor zijn de concentraties van Ca, HCO_3, SiO_2, Fe en Mn >50 maal hoger dan in regenwater, en 5-50 maal hoger voor F, K, Mg, As, B, Co, Li, Ni, Sr en Yb. De factor voor zeezouten (Na, Cl en Br) en SO_4 bedraagt slechts ~3.5, hetgeen niet betekent dat zeezouten in kustduingrondwater weinig betekenis hebben. De data in Tabellen 8.1 en 8.3 onthullen dat de gemiddelde bijdrage nog steeds 19% bedraagt, met extremen (op basis van gemiddelden!) tussen 8% (#14) en 32% (#B25).

Correlatiematrix

Een Pearson, lineaire correlatiematrix is berekend (met HGC 2.2) voor alle zoete 67 meetpunten achter de zeereep. De resultaten zijn gebaseerd op hun gemiddelde samenstelling (1-10 monsters elk) en getoond in Tabel 8.2. Fig.8.1 toont de bijbehorende correlatiescoreplot die aangeeft met hoeveel parameters elke parameter correleert binnen een bepaalde klasse van correlatiecoëfficiënt R (boven 0,5 of onder -0,5). Voor een toelichting op deze plot zie § 6.3.3.

De correlatiematrix in Tabel 8.2 en Fig.8.1 tonen de volgende clustering van parameters (-X houdt een negatieve correlatie in, X een positieve):

(1) **kalkoplossing.** Dit cluster domineert over alle andere, en bestaat vooral uit Ca, Ca#, TDS, TIC, HCO_3, EC, Sr, Sr#, -pH, Mg en Yb. EC en TDS staan hier en niet in het zeezoutcluster, omdat kalkoplossing blijkbaar meer dan zeezouten bijdraagt aan het totaal opgeloste materiaal. Waar veel kalk oplost, lost via nevenreacties blijkbaar ook veel Mg en Yb op. Mg komt niet uit de kalk zelf maar uit het uitwisselcomplex. De herkomst van Yb is nog onzeker;

(2) **zeezout plus evapoconcentratie** (Cl, Na, K, Br). Er zijn meer parameters aan dit cluster verbonden, zoals EC, Mg, B, Li en Sr;

(3) **reductieve oplossing van ijzer(hydr)oxides** (As, Fe, SO_4, Co, SO_4#, Mn, SiO_2). De ijzerhydroxide huidjes om de zandkorrels lossen vrij gemakkelijk op onder reductieve omstandigheden, en daarbij komen diverse spore-elementen vrij en ook SiO_2. Het verdwijnen van ijzerhuidjes maakt ook dat silicaten waaronder biogeen opaal bloot komen te liggen en daardoor beter oplossen. Mogelijk zijn de parameters B, B#, Mo, Mo# en Ca/Sr binnen dit cluster misplaatst, althans volgens Fig.8.1;

(4) **restgroep,** waarin van alles en nog wat zonder duidelijke samenhang. Belangrijk is vooral de aanwezigheid van de omgevingsvariabelen X-HWL, Depth (diepte meetpunt) en GWT (diepte grondwaterspiegel). Zie onderstaande.

Zwakke maar informatieve correlaties zijn gevonden voor de locatieparameters bemonsteringsdiepte (depth), diepte beneden de grondwaterspiegel (GWT) en afstand tot de kust (X-HWL). Diepte en GWT correleren nauw met elkaar vanwege bemonstering vlak onder de grondwaterspiegel. Vooral de zeezouten correleren positief met de diepte en met GWT. Dit hangt wellicht samen met de hogere en dichtere begroeiing op laaggelegen plaatsen en daardoor meer invang van zeezout en meer verdamping. Een negatieve correlatie met de diepte en GWT zien we voor de cluster van parameters verbonden met de reductieve oplossing van ijzer(hydr)oxiden en voor de cluster kalkoplossing. Dat verklaart zich door meer CO_2-productie op locaties met veel begroeiing en door het ontstaan van (diep) anoxische omstandigheden op locaties met ondiepe grondwaterstand (Stuyfzand 1993).

X-HWL correleert negatief met vooral de zeezouten, hetgeen logisch is. Omdat de relatie niet lineair is (→ § 8.4) en beïnvloed wordt door de begroeiing (Fig.3.4) is R betrekkelijk laag.

TABEL 8.2. Pearson lineaire correlatiematrix gebaseerd op de gemiddelde samenstelling van ondiep duingrondwater op 67 locaties achter de zeereep. Cellen met correlatiecoëfficiënt (R) zijn als volgt gekleurd: donker groen = 0.50-0.70; geel = 0.70-0.90; oranje = 0.90-1.00; licht blauw = -0.50 tot -0.80; donker blauw = <-0.80.

Parameter	X-HWL	Depth'	GWT	EC	pH	Cl	SO4	HCO3	NO3	PO4	F	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	SiO2	Ag	Al	As	B	Ba	Be	Br	Cd	Co	Cr	Cu
X-HWL	1.00																												
Depth'	0.14	1.00																											
GWT	0.17	0.93	1.00																										
EC	-0.31	-0.05	-0.05	1.00																									
pH	0.28	0.24	0.28	-0.74	1.00																								
Cl	-0.27	0.16	0.18	0.84	-0.36	1.00																							
SO4	0.04	0.44	0.45	0.51	-0.02	0.73	1.00																						
HCO3	-0.21	-0.36	-0.38	0.76	-0.91	0.34	-0.03	1.00																					
NO3	0.15	0.46	0.42	-0.01	0.35	0.14	0.50	-0.41	1.00																				
PO4	-0.16	-0.23	-0.23	0.09	-0.07	0.09	-0.15	0.04	-0.20	1.00																			
F	0.17	-0.06	-0.04	0.32	-0.29	0.22	0.10	0.34	0.04	0.04	1.00																		
Na	-0.16	0.10	0.09	0.79	-0.42	0.82	0.68	0.45	0.01	0.16	0.27	1.00																	
K	-0.53	0.03	0.00	0.51	-0.32	0.51	0.25	0.28	0.06	0.32	0.01	0.41	1.00																
Ca	-0.19	-0.22	-0.23	0.84	-0.88	0.50	0.15	0.90	-0.15	-0.04	0.37	0.42	0.37	1.00															
Mg	-0.40	0.03	0.00	0.82	-0.48	0.82	0.46	0.49	0.09	0.15	0.33	0.62	0.60	0.61	1.00														
Fe	-0.25	-0.36	-0.36	0.40	-0.48	0.20	-0.17	0.51	-0.29	0.17	0.14	0.13	0.32	0.50	0.34	1.00													
Mn	-0.36	-0.32	-0.35	0.54	-0.62	0.25	-0.21	0.70	-0.38	0.04	0.24	0.19	0.40	0.69	0.46	0.60	1.00												
SiO2	-0.38	-0.15	-0.21	0.67	-0.62	0.45	0.07	0.66	-0.17	-0.10	0.17	0.38	0.45	0.71	0.60	0.71	0.71	1.00											
Ag	0.49	0.03	0.10	-0.35	0.15	-0.31	-0.16	-0.15	-0.13	-0.02	0.18	-0.21	-0.31	-0.20	-0.37	-0.11	-0.16	-0.28	1.00										
Al	-0.04	0.17	0.01	-0.11	-0.10	-0.17	-0.03	-0.05	0.04	-0.22	-0.20	-0.15	-0.08	-0.03	-0.18	-0.04	-0.09	0.01	-0.03	1.00									
As	-0.20	-0.29	-0.32	0.47	-0.50	0.29	-0.16	0.53	-0.27	0.33	0.22	0.27	0.47	0.54	0.40	0.81	0.62	0.64	-0.10	0.00	1.00								
B	-0.44	0.01	-0.02	0.54	-0.35	0.57	0.30	0.34	-0.04	0.11	-0.02	0.40	0.69	0.44	0.62	0.44	0.51	0.57	-0.19	-0.04	0.49	1.00							
Ba	0.20	-0.17	-0.22	0.32	-0.35	0.22	-0.05	0.37	-0.08	0.34	0.13	0.21	0.19	0.40	0.27	0.42	0.15	0.32	0.04	-0.01	0.65	0.21	1.00						
Be	0.21	-0.09	-0.14	0.10	-0.44	-0.13	-0.24	0.43	-0.28	-0.05	0.45	0.02	-0.16	0.33	-0.06	0.14	0.26	0.10	0.39	0.20	0.27	-0.15	0.21	1.00					
Br	-0.28	-0.06	-0.13	0.70	-0.54	0.61	0.16	0.57	-0.17	0.09	0.40	0.57	0.30	0.58	0.67	0.27	0.49	0.53	-0.26	-0.17	0.41	0.24	0.19	0.28	1.00				
Cd	0.20	-0.01	-0.01	0.02	-0.10	0.02	0.08	0.14	-0.08	0.09	0.12	0.07	-0.01	0.09	-0.08	0.18	0.01	0.00	0.66	0.02	0.13	0.16	0.22	0.43	-0.12	1.00			
Co	-0.10	-0.35	-0.28	0.60	-0.48	0.42	0.05	0.66	-0.27	0.07	0.30	0.42	0.16	0.60	0.51	0.43	0.55	0.53	-0.11	-0.39	0.41	0.28	0.27	0.14	0.50	0.03	1.00		
Cr	0.34	-0.29	-0.21	0.12	-0.18	-0.03	-0.08	0.34	-0.08	0.03	0.67	0.07	-0.24	0.26	0.01	0.00	0.06	-0.13	0.25	-0.29	0.07	-0.28	0.11	0.56	0.19	0.21	0.34	1.00	
Cu	-0.12	-0.08	-0.06	0.10	-0.13	0.10	0.12	0.07	0.04	0.04	0.03	0.14	0.14	0.03	0.07	-0.06	-0.06	-0.04	0.00	-0.06	-0.12	0.14	-0.07	0.02	-0.03	0.27	-0.08	0.00	1.00
Eu	0.26	-0.07	-0.07	-0.25	0.34	-0.18	-0.12	-0.21	0.03	-0.05	-0.10	-0.19	-0.17	-0.22	-0.22	-0.05	-0.08	-0.17	-0.08	0.01	-0.05	0.20	-0.04	-0.07	-0.12	-0.05	-0.01	-0.04	-0.10
Li	-0.19	0.17	0.12	0.38	-0.30	0.45	0.33	0.27	-0.18	0.17	0.08	0.44	0.45	0.27	0.42	0.25	0.26	0.32	0.33	0.03	0.33	0.66	0.27	0.26	0.22	0.59	0.11	-0.08	0.07
Mo	0.41	-0.05	-0.02	-0.61	0.37	-0.53	-0.38	-0.40	-0.04	-0.16	0.02	-0.51	-0.53	-0.40	-0.64	-0.20	-0.26	-0.33	0.43	0.11	-0.15	-0.40	-0.03	0.19	-0.40	0.05	-0.32	0.12	-0.09
Ni	0.29	-0.02	-0.01	0.49	-0.36	0.34	0.32	0.44	0.02	0.00	0.35	0.56	-0.08	0.37	0.26	0.01	0.18	0.17	0.01	-0.22	0.08	-0.03	0.15	0.39	0.41	0.10	0.57	0.50	0.05
Pb	0.24	0.01	0.02	0.07	-0.21	0.00	-0.03	0.23	-0.22	0.00	0.20	0.04	0.07	0.23	-0.04	0.27	0.20	0.22	0.68	0.02	0.27	0.21	0.24	0.53	0.03	0.80	0.02	0.18	0.06
Sc	0.16	-0.07	-0.10	0.12	-0.15	0.02	-0.03	0.27	-0.15	-0.03	0.21	0.18	-0.08	0.17	-0.06	0.12	0.07	0.08	0.01	0.15	0.21	0.06	0.24	0.41	0.08	0.23	0.11	0.36	-0.11
Sr	-0.57	-0.12	-0.14	0.80	-0.68	0.65	0.19	0.68	-0.14	0.21	0.22	0.47	0.68	0.75	0.83	0.55	0.71	0.69	-0.36	-0.12	0.60	0.70	0.31	0.06	0.58	-0.01	0.57	0.01	0.10
Tl	0.03	-0.26	-0.23	0.13	-0.31	-0.08	-0.07	0.33	-0.01	0.09	0.23	0.03	0.24	0.33	0.05	0.05	0.19	0.07	0.27	-0.06	0.13	0.19	0.09	0.10	-0.01	0.20	0.08	0.24	0.33
V	0.05	-0.26	-0.23	0.23	-0.33	0.04	-0.18	0.42	-0.17	0.03	0.69	0.08	-0.13	0.37	0.13	0.24	0.28	0.10	0.08	-0.10	0.32	-0.13	0.12	0.60	0.36	0.15	0.35	0.74	-0.02
Yb	-0.15	-0.30	-0.32	0.69	-0.71	0.40	0.00	0.78	-0.16	0.08	0.50	0.30	0.27	0.81	0.59	0.54	0.60	0.57	-0.30	-0.07	0.52	0.19	0.37	0.31	0.59	-0.01	0.58	0.41	0.03
Zn	-0.31	-0.03	-0.03	0.26	-0.17	0.23	0.21	0.20	0.15	-0.02	-0.06	0.21	0.24	0.20	0.20	0.24	0.14	0.24	-0.18	-0.04	0.08	0.40	0.02	-0.16	-0.06	0.35	0.21	-0.14	0.54
BEX	0.02	-0.13	-0.19	0.18	-0.29	-0.08	0.01	0.37	-0.20	0.19	0.20	0.48	0.07	0.09	0.00	0.01	0.09	0.10	0.03	-0.03	0.12	-0.06	0.09	0.25	0.16	0.05	0.17	0.17	0.10
SO4#	0.29	0.49	0.49	0.02	0.28	0.19	0.81	-0.33	0.59	-0.29	-0.04	0.27	-0.07	-0.21	-0.04	-0.42	-0.52	-0.29	0.04	0.10	-0.47	-0.04	-0.25	-0.23	-0.29	0.10	-0.28	-0.10	0.10
Na#	0.14	-0.08	-0.11	0.08	-0.18	-0.11	0.06	0.26	-0.19	0.13	0.13	0.48	-0.08	-0.03	-0.19	-0.09	-0.06	-0.05	0.10	0.00	0.01	-0.17	0.04	0.24	0.06	0.09	0.08	0.17	0.09
K#	-0.45	-0.07	-0.11	0.09	-0.16	0.00	-0.14	0.12	-0.02	0.32	-0.12	-0.02	0.86	0.13	0.21	0.26	0.31	0.25	-0.18	0.00	0.37	0.46	0.09	-0.11	-0.01	-0.03	-0.06	-0.27	0.11
Ca#	-0.18	-0.23	-0.24	0.83	-0.88	0.48	0.14	0.91	-0.15	-0.04	0.37	0.41	0.36	1.00	0.60	0.50	0.69	0.71	-0.19	-0.02	0.54	0.43	0.40	0.34	0.58	0.09	0.60	0.26	0.03
Mg#	-0.34	-0.16	-0.24	0.34	-0.37	0.14	-0.14	0.40	-0.03	0.14	0.30	0.02	0.38	0.42	0.68	0.33	0.47	0.47	-0.24	-0.09	0.32	0.33	0.18	0.06	0.38	-0.16	0.34	0.06	0.00
B#	-0.45	-0.03	-0.06	0.30	-0.27	0.27	0.07	0.26	-0.09	0.09	-0.10	0.15	0.63	0.32	0.40	0.43	0.50	0.49	-0.09	0.01	0.45	0.95	0.15	-0.12	0.05	0.19	0.16	-0.32	0.13
Br#	-0.01	-0.25	-0.35	-0.15	-0.20	-0.43	-0.63	0.26	-0.35	0.00	0.21	-0.27	-0.23	0.10	-0.16	0.08	0.27	0.10	0.05	0.00	0.14	-0.35	-0.03	0.47	0.45	-0.16	0.10	0.25	-0.14
F#	0.18	-0.07	-0.04	0.30	-0.28	0.20	0.09	0.34	0.04	0.04	1.00	0.25	0.00	0.36	0.32	0.14	0.24	0.16	0.18	-0.19	0.22	-0.03	0.13	0.45	0.39	0.12	0.29	0.67	0.03
Li#	-0.17	0.16	0.11	0.32	-0.28	0.37	0.27	0.24	-0.20	0.16	0.07	0.37	0.42	0.23	0.35	0.24	0.24	0.29	0.38	0.05	0.31	0.63	0.26	0.28	0.16	0.62	0.07	-0.08	0.06
Mo#	0.41	-0.05	-0.02	-0.63	0.37	-0.56	-0.40	-0.41	-0.04	-0.16	0.02	-0.53	-0.53	-0.41	-0.65	-0.20	-0.27	-0.34	0.43	0.12	-0.15	-0.41	-0.03	0.19	-0.42	0.05	-0.33	0.11	-0.09
Sr#	-0.58	-0.14	-0.17	0.77	-0.68	0.59	0.13	0.69	-0.17	0.21	0.21	0.42	0.67	0.74	0.80	0.57	0.73	0.69	-0.36	-0.11	0.61	0.69	0.31	0.07	0.55	-0.01	0.56	0.01	0.10
TIC	-0.19	-0.38	-0.40	0.74	-0.90	0.33	-0.06	0.99	-0.41	0.04	0.37	0.43	0.29	0.91	0.48	0.54	0.73	0.66	-0.13	-0.05	0.57	0.35	0.37	0.46	0.58	0.14	0.65	0.36	0.06
Cl/Br	-0.10	0.14	0.26	0.07	0.13	0.18	0.26	-0.15	0.33	-0.05	-0.10	0.00	0.26	0.02	0.04	-0.05	-0.16	0.00	-0.06	-0.09	-0.08	0.17	-0.04	-0.27	-0.35	0.00	-0.09	-0.06	0.07
Ca/Sr	0.73	-0.07	-0.04	-0.31	0.05	-0.46	-0.18	-0.02	-0.01	-0.32	0.03	-0.29	-0.62	-0.01	-0.59	-0.22	-0.26	-0.24	0.44	0.16	-0.22	-0.48	0.10	0.32	-0.28	0.18	-0.16	0.26	-0.14
Fe/Mn	0.35	-0.05	-0.03	-0.24	0.28	-0.14	-0.11	-0.22	0.00	0.07	-0.12	-0.18	-0.16	-0.22	-0.20	0.31	-0.14	-0.04	0.04	-0.12	0.16	-0.14	0.15	-0.05	-0.19	0.15	0.00	0.11	-0.12
TDS	-0.25	-0.16	-0.18	0.96	-0.84	0.70	0.35	0.90	-0.13	0.04	0.38	0.71	0.46	0.93	0.74	0.48	0.63	0.71	-0.25	-0.09	0.54	0.53	0.38	0.26	0.67	0.11	0.66	0.24	0.09

Parameter	Cu	Eu	Li	Mo	Ni	Pb	Sc	Sr	Tl	V	Yb	Zn	BEX	SO4#	Na#	K#	Ca#	Mg#	B#	Br#	F#	Li#	Mo#	Sr#	TIC	Cl/Br	Ca/Sr	Fe/Mn	TDS
Cu	1.00																												
Eu	-0.10	1.00																											
Li	0.07	-0.18	1.00																										
Mo	-0.09	0.00	-0.33	1.00																									
Ni	0.05	-0.07	0.09	-0.23	1.00																								
Pb	0.06	-0.08	0.66	0.08	0.09	1.00																							
Sc	-0.11	0.17	0.09	0.17	0.24	0.12	1.00																						
Sr	0.10	-0.21	0.45	-0.60	0.14	0.03	0.02	1.00																					
Tl	0.33	-0.14	0.07	-0.04	0.03	0.18	-0.03	0.16	1.00																				
V	-0.02	-0.02	-0.08	0.05	0.36	0.11	0.46	0.17	0.11	1.00																			
Yb	0.03	-0.12	0.03	-0.34	0.32	0.05	0.21	0.69	0.17	0.48	1.00																		
Zn	0.54	-0.08	0.09	-0.26	-0.04	-0.03	0.08	0.33	0.10	-0.04	0.18	1.00																	
BEX	0.10	-0.10	0.11	-0.20	0.45	0.05	0.24	0.00	0.24	0.11	0.03	0.05	1.00																
SO4#	0.10	-0.02	0.09	-0.10	0.17	-0.05	-0.06	-0.28	-0.03	-0.30	-0.35	0.11	0.08	1.00															
Na#	0.09	-0.06	0.06	-0.07	0.46	0.06	0.28	-0.19	0.17	0.07	-0.11	0.02	0.96	0.18	1.00														
K#	0.11	-0.09	0.26	-0.29	-0.29	0.08	-0.10	0.40	0.33	-0.17	0.08	0.15	0.13	-0.20	-0.03	1.00													
Ca#	0.03	-0.21	0.26	-0.39	0.36	0.23	0.17	0.74	0.34	0.37	0.81	0.19	0.09	-0.21	-0.03	0.13	1.00												
Mg#	0.00	-0.16	0.14	-0.42	0.01	-0.08	-0.13	0.60	0.19	0.18	0.51	0.06	0.10	-0.32	-0.18	0.36	0.42	1.00											
B#	0.13	0.16	0.60	-0.25	-0.18	0.24	0.04	0.58	0.27	-0.17	0.06	0.39	-0.03	-0.13	-0.15	0.55	0.32	0.34	1.00										
Br#	-0.14	0.06	-0.27	0.14	0.09	0.03	0.06	-0.07	0.08	0.36	0.21	-0.33	0.27	-0.54	0.20	-0.01	0.11	0.28	-0.24	1.00									
F#	0.03	-0.10	0.08	0.03	0.35	0.20	0.21	0.21	0.24	0.69	0.50	-0.07	0.20	-0.05	0.13	-0.12	0.36	0.29	-0.11	0.22	1.00								
Li#	0.06	-0.17	1.00	-0.29	0.06	0.68	0.09	0.41	0.08	-0.09	-0.01	0.08	0.12	0.07	0.07	0.27	0.23	0.13	0.60	-0.23	0.06	1.00							
Mo#	-0.09	0.01	-0.33	1.00	-0.24	0.08	0.16	-0.61	-0.04	0.04	-0.34	-0.27	-0.19	-0.10	-0.06	-0.29	-0.40	-0.41	-0.26	0.16	0.03	-0.29	1.00						
Sr#	0.10	-0.20	0.43	-0.58	0.11	0.03	0.02	1.00	0.18	0.17	0.69	0.33	0.01	-0.32	-0.19	0.43	0.74	0.63	0.59	-0.04	0.20	0.39	-0.59	1.00					
TIC	0.06	-0.19	0.27	-0.37	0.43	0.27	0.28	0.68	0.35	0.45	0.79	0.18	0.36	-0.37	0.24	0.14	0.91	0.40	0.28	0.29	0.36	0.24	-0.37	0.69	1.00				
Cl/Br	0.07	-0.09	0.04	-0.09	-0.08	0.02	-0.11	0.02	-0.05	-0.11	-0.12	0.13	-0.31	0.22	-0.27	0.20	0.02	-0.16	0.13	-0.60	-0.10	0.02	-0.09	0.01	-0.17	1.00			
Ca/Sr	-0.14	0.12	-0.30	0.54	0.18	0.29	0.21	-0.65	0.14	0.14	-0.15	-0.31	0.06	0.13	0.19	-0.44	0.00	-0.43	-0.40	0.19	0.04	-0.27	0.54	-0.64	-0.01	-0.02	1.00		
Fe/Mn	-0.12	0.29	-0.10	0.05	-0.03	0.16	0.05	-0.21	-0.20	0.01	-0.06	-0.02	-0.16	-0.04	-0.10	-0.10	-0.22	-0.18	-0.13	-0.06	-0.11	-0.09	0.05	-0.21	-0.19	-0.02	0.14	1.00	
TDS	0.09	-0.24	0.39	-0.55	0.50	0.18	0.21	0.80	0.26	0.32	0.76	0.27	0.27	-0.09	0.16	0.12	0.92	0.38	0.34	-0.02	0.36	0.34	-0.56	0.78	0.89	-0.01	-0.19	-0.23	1.00

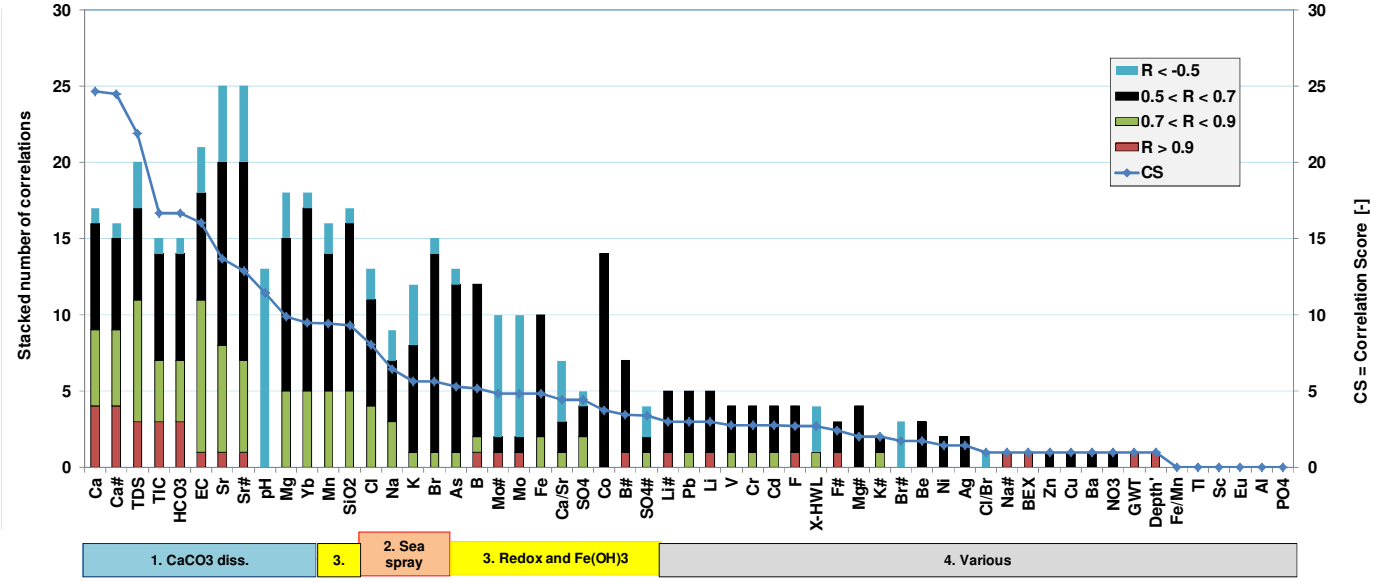


FIG. 8.1. Correlatiescore plot van parameters en het gestapelde aantal correlaties (>0.5 of <-0.5) van elk met alle andere parameters, behorende bij Tabel 8.2 (ondiep duingrondwater op 67 locaties achter de zeereep). De parameters zijn gerangschikt van hoogste naar laagste correlatiescore CS (zie tekst).
De indeling in 5 hoofdclusters op basis van het gestapelde aantal correlaties toont een overgangscluster tussen de zeezouten + evapoconcentratie en de kalkoplossing clusters.

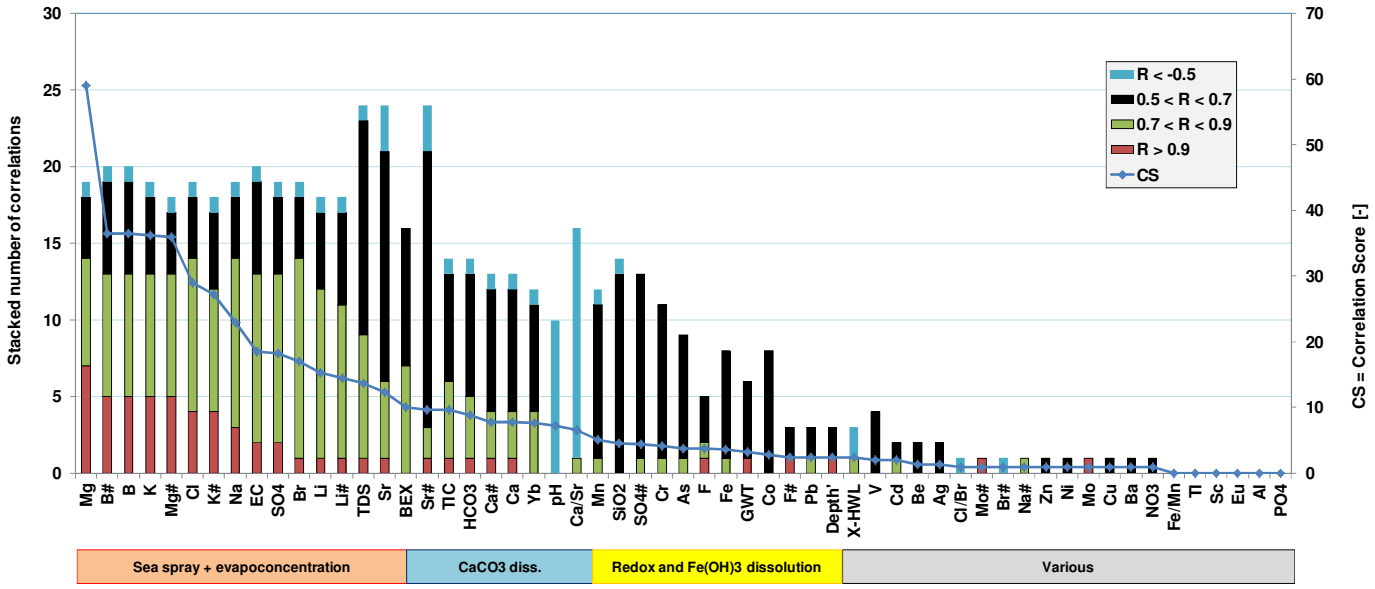


FIG. 8.2. Correlatiescore plot van parameters en het gestapelde aantal correlaties (>0.5 of <-0.5) van elk met alle andere parameters, behorende bij dezelfde populatie als in Fig.8.1 (ondiep duingrondwater op 67 locaties achter de zeereep), maar nu uitgebreid met 3 boringen op het droge strand aan voet van zeereep. Deze toevoeging van licht brakke meetpunten leidt tot een plaatsverwisseling van de kalk-cluster en de zeezoutcluster.

De gevoeligheid van een correlatiematrix en clustering voor de populatiekeuze wordt verduidelijkt door de populatie van 67 meetpunten achter de zeereep uit te breiden met slechts 3 meetpunten op het droge strand aan de voet van de zeereep, waarvan het grondwater licht brak is (ongeveer de kolom 'fresh beach' in Tabel 8.1). Deze toevoeging van licht brakke meetpunten leidt tot een plaatsverwisseling van de kalk-cluster en de zeezoutcluster (Fig.8.2), en een aantal minder spectaculaire verschuivingen.
De handmatig aangebrachte clusterindeling onder de correlatiescoreplot geschiedt op basis van expert judgement, waarbij de hele correlatiematrix meetelt in de beoordeling.

8.4 Effecten van afstand tot de kust

De processen achter de toenemende zeezoutconcentratie met afnemende afstand tot de kust behoeven eigenlijk geen betoog meer. De meetresultaten met zoutvangers, regenvangers, bodemvocht- en grondwatermonsters laten duidelijk een exponentiële toename zien, waarbij voor bodemvocht en grondwater het voorbehoud geldt dat de vegetatie niet veel mag veranderen (Fig.3.4, Tabel 8.3). Interessant is te zien hoe de relatie met X-HWL verloopt als we meetgegevens meenemen van het normaliter droge strand tussen de HWL en de zeereep (foredune ridge). Fig.8.3 toont dat de exponentiële relatie zich netjes voortzet aan de zeezijde van de zeereep, en dat B, Li en SO_4# deze trend volgen. Dit geldt ook voor Na, K, Mg, Br, F en Sr (niet weergegeven maar af te leiden uit Tabel 8.1 door zoet grondwater op het strand te vergelijken met data achter de zeereep). The SO_4# trend is interessant omdat deze aangeeft dat er of meer atmosferisch SO_2 op het strand wordt gedeponeerd (dankzij de hygroscopische werking van meer zeezout depositie; Stuyfzand, 1993) of enig pyriet oxideert, of beide. Sulfaat wordt gereduceerd in de vochtige duinvalleien achter de zeereep (zie omcirkeld gebied C in Fig.8.3).
Ca nam af op het droge strand (omcirkeld gebied A in Fig.8.3), omdat Ca daar sterk betrokken is bij kationuitwisseling. Deze manifesteert zich door Na, K en Mg desorptie t.g.v. de verdringing van relatief zout grondwater door zoet duingrondwater vanuit het duinmassief (→§ 8.8). De landinwaartse trend van afnemende Ca en Sr concentraties onder duin met schrale of lage begroeiing persisteert ook na zeezoutcorrectie. Deze trend moet daarom wel gerelateerd zijn aan: (a) een subtiele afname van de begroeiing, wat betreft dichtheid, hoogte en windexpositie; (b) een landinwaartse afname van N_2 fixatie; (c) een landinwaartse daling van de ionsterkte dankzij minder zeezout; en (d) een landinwaarts afnemende atmosferische zuurdepositie t.g.v. minder begroeiing, minder depositie van hygroscopisch werkend zeezout en een geringe ontkalking van de bodem (Stuyfzand, 1993).
De negatieve correlatie tussen SiO_2 en X-HWL (Tabellen 8.2-8.3) kan verklaard worden met een landinwaarts in het studiegebied zich verdiepende grondwaterspiegel, daardoor ook een wat afnemende begroeiing (afgezien van lokale bosjes) en misschien ook meer en langduriger uitloging van (en dus gebrek aan) biogeen opaal (SiO_2 nH_2O; o.a. mariene diatomeeën) of de reactievere silicaten. Hierbij kan bovengenoemde landinwaartse daling van de ionsterkte en atmosferische zuurdepositie ook een rol spelen.

TABEL 8.3. Gemiddelde samenstelling van de bovenste 1-2 m grondwater op 13 locaties in het studiegebied in de periode december 2010 – oktober 2011, in volgorder van toenemende begroeiing en afstand tot de hoogwaterlijn van de Noordzee (X-HWL). Geelbruin gekleurde cellen geven de maximale concentratie of waarde aan.
X# = concentratie van X gecorrigeerd voor zeezoutbijdrage. n = totale aantal monsters. Monsters met Al = 0 zijn gecorrigeerd voor filtratie bias.

Parameter	Unit	Bare		Scanty			Grasses			Shrubs		Birch		
		7	A	G3	C	19	3	B25	14	12	18	20	17	20A
n		9	10	1	10	10	10	4	10	10	11	10	10	9
depth	m BLS	3.5	1.4	2.1	1.4	2.1	1.2	2.3	1.7	1.6	1.7	2.3	1.6	2.6
X-HWL	m	5	1298	175	549	1959	164	190	1247	489	1722	815	1393	1995
Z-GWT	m	2.7	0.6	1.6	0.8	1.3	0.4	1.5	0.9	0.8	1.0	1.5	0.8	1.8
EC-20	uS/cm	1289	228	601	487	283	893	655	393	694	512	529	842	496
Temp	oC	22.1	16.8	13.9	17.4	11.8	16.9	15.2	12.3	14.8	9.7	10.1	11.9	11.4
pH-Lab		7.4	7.9	7.4	7.4	7.4	6.8	7.5	7.2	7.0	7.1	7.3	6.9	7.0
Na	mg/L	166.6	7.1	21.6	16.0	7.3	47.6	40.1	11.8	48.0	33.1	34.8	87.9	24.7
K	mg/L	17.3	1.1	4.7	1.9	0.9	7.0	2.6	0.8	3.8	1.4	2.1	2.5	2.0
Ca	mg/L	84.0	45.9	106.0	90.8	57.1	170.4	82.2	82.7	114.8	93.9	95.5	129.2	100.5
Mg	mg/L	38.1	2.3	6.4	2.1	3.3	12.8	8.4	3.5	8.7	5.4	6.3	7.3	5.2
Fe	mg/L	0.03	1.08	0.48	0.28	0.06	17.98	0.12	0.06	0.08	0.26	0.11	1.07	2.07
Mn	mg/L	0.10	0.02	0.10	0.07	0.01	2.84	0.04	0.12	0.15	0.09	0.04	0.12	0.05
SiO2	mg SiO2/L	8.3	4.5	8.4	5.3	4.3	15.2	6.1	4.7	7.0	5.7	6.7	7.1	5.9
Cl	mg/L	280.3	16.3	67.2	27.9	12.8	93.3	88.6	17.7	91.3	50.4	49.7	110.1	36.9
SO4	mg/L	69.1	4.0	14.2	8.3	6.8	9.7	17.2	8.1	23.6	15.5	15.0	27.3	6.7
HCO3	mg/L	270	127	230	275	157	532	239	227	293	296	312	427	330
NO3	mg NO3/L	20.5	4.1	43.7	9.8	23.9	0.0	14.7	27.6	35.0	4.0	10.5	0.03	5.6
NO2	mg NO2/L	0.02	0.02	0.02	0.41	0.02	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
PO4-t	mg PO4/L	0.24	0.18	0.04	0.04	0.05	0.20	0.06	0.02	0.05	0.03	0.02	0.08	0.18
F	mg/L	0.32	0.01	0.14	0.02	0.12	0.19	0.12	0.11	0.20	0.21	0.19	0.23	0.20
Al	ug/L	2	0	0	0	6	5	4	6	11	1	6	7	2
As	ug/L	3.4	1.8	2.9	1.9	1.2	36.0	1.6	1.4	1.7	1.7	1.5	4.6	7.0
B	ug/L	327	8	46	24	15	130	44	19	53	49	34	38	24
Ba	ug/L	3	2	2	5	5	10	2	4	6	9	6	10	9
Be	ug/L	0.025	0.008	0.003	0.003	0.031	0.034	0.003	0.033	0.018	0.059	0.033	0.080	0.048
Br	ug/L	861	60	250	64	39	313	210	51	213	109	134	284	108
Cd	ug/L	0.06	0.05	0.03	0.02		0.27	0.17	0.31	0.08				
Co	ug/L	1.0	1.1	0.8	1.7	0.4	3.4	0.1	0.5	0.8	1.4	1.2	2.4	0.8
Cr	ug/L	1.7	0.6	0.4	0.3	0.3	0.4	0.1	0.4	0.3	0.7	0.4	1.0	0.7
Cu	ug/L	4.2	2.3	3.8	1.9	3.7	3.0	15.7	4.1	5.2	5.3	2.8	5.2	2.6
Eu	ug/L	0.29	0.04	0.03	0.03	0.13	0.25	0.24	0.18	0.15	0.15	0.11	0.20	0.11
Ho	ug/L	0.09	0.07	0.10	0.07	0.09	0.10	0.10	0.10	0.09	0.10	0.10	0.10	0.11
La	ug/L	0.24	0.14	0.16	0.12	0.12	0.25	0.33	0.14	0.19	0.19	0.17	0.25	0.12
Li	ug/L	22.4	1.6	4.7	3.2	8.5	11.7	4.5	2.8	7.0	10.1	11.4	13.6	8.6
Mo	ug/L	1.2	1.2	0.5	1.0	1.4	0.3	0.7	1.5	0.4	0.7	0.5	0.4	0.5
Ni	ug/L	0.5	0.6	0.6	1.3	0.2	1.0	0.4	0.6	1.4	4.3	0.6	5.1	1.0
Pb	ug/L	0.7	0.8	3.6	0.1		8.3	0.4	0.4	0.5				
Sc	ug/L	0.03	0.02	0.02	0.03	0.02	0.04	0.03	0.03	0.03	0.04	0.02	0.07	0.03
Sr	ug/L	869	153	381	314	173	823	470	266	460	275	336	409	326
Tl	ug/L	1.2	1.1	1.5	1.4	2.0	2.8	1.2	2.2	2.3	2.3	1.5	1.5	2.0
V	ug/L	0.9	0.3	0.6	0.5	0.4	1.3	0.6	0.5	0.9	1.5	1.6	2.4	1.9
Yb	ug/L	0.30	0.16	0.31	0.29	0.16	0.80	0.41	0.26	0.35	0.31	0.29	0.45	0.35
Zn	ug/L	32	5	11	6	4	32	61	26	17	10	13	23	14
BEX	meq/L	2.35	0.03	-0.45	0.08	0.23	0.49	-0.18	0.28	0.14	0.39	0.58	1.16	0.44
SO4#	mg/L	29.9	1.7	4.7	4.3	5.0	-3.4	4.8	5.7	10.8	8.4	8.0	11.9	1.5
Na#	mg/L	10.6	-2.0	-15.8	0.5	0.2	-4.3	-9.2	2.0	-2.8	5.0	7.2	26.6	4.1
K#	mg/L	11.5	0.7	3.3	1.3	0.6	5.1	0.8	0.4	1.9	0.3	1.1	0.2	1.2
Ca#	mg/L	78.0	45.5	104.6	90.2	56.8	168.4	80.3	82.3	112.9	92.8	94.4	126.9	99.7
Mg#	mg/L	19.3	1.2	1.9	0.3	2.5	6.6	2.5	2.3	2.6	2.0	2.9	0.0	2.8
B#	ug/L	261	4	30	18	12	108	23	14	32	38	23	12	16
Br#	ug/L	-91	5	22	-30	-5	-4	-91	-9	-97	-62	-35	-90	-17
F#	ug/L	304	10	139	17	123	187	111	105	199	209	187	220	197
Li#	ug/L	20	1	4	3	8	11	4	3	6	10	11	13	8
Mo#	ug/L	1.0	1.2	0.4	1.0	1.4	0.2	0.6	1.5	0.4	0.7	0.4	0.4	0.5
Sr#	ug/L	754	146	354	303	168	785	434	258	422	254	315	364	311
SI-C		0.13	0.16	0.20	0.20	-0.24	0.10	0.11	-0.11	-0.10	-0.12	0.10	-0.10	-0.11
TIC	mmol/L	4.81	2.15	4.11	4.96	2.84	11.92	4.26	4.27	5.92	5.82	5.76	9.40	6.71
Cl/Br	mg/L	325	272	269	433	330	298	422	348	428	463	371	388	341
TDS	mg/L	957	214	504	438	274	911	500	384	626	506	533	801	521
Biol	%TDS	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Acids	%TDS	5.3	2.7	9.7	3.3	10.6	0.0	3.9	8.7	7.4	2.5	3.5	1.5	1.4
Marine	%TDS	53.3	13.9	24.3	11.6	8.5	18.6	32.3	8.4	26.5	18.1	17.0	25.0	12.9
Cont	%TDS	41.4	83.3	66.0	85.1	80.9	81.3	63.8	82.9	66.1	79.4	79.5	73.5	85.6
SiO2	%TDS	1.0	2.2	1.8	1.3	1.6	1.8	1.3	1.3	1.2	1.2	1.3	0.9	1.2
XCO3	%TDS	40.4	81.1	64.3	83.8	79.3	79.5	62.4	81.6	64.9	78.2	78.2	72.5	84.4
Ocean	% Mix	1.3	0.0	0.2	0.0	0.0	0.3	0.3	0.0	0.3	0.1	0.1	0.4	0.0

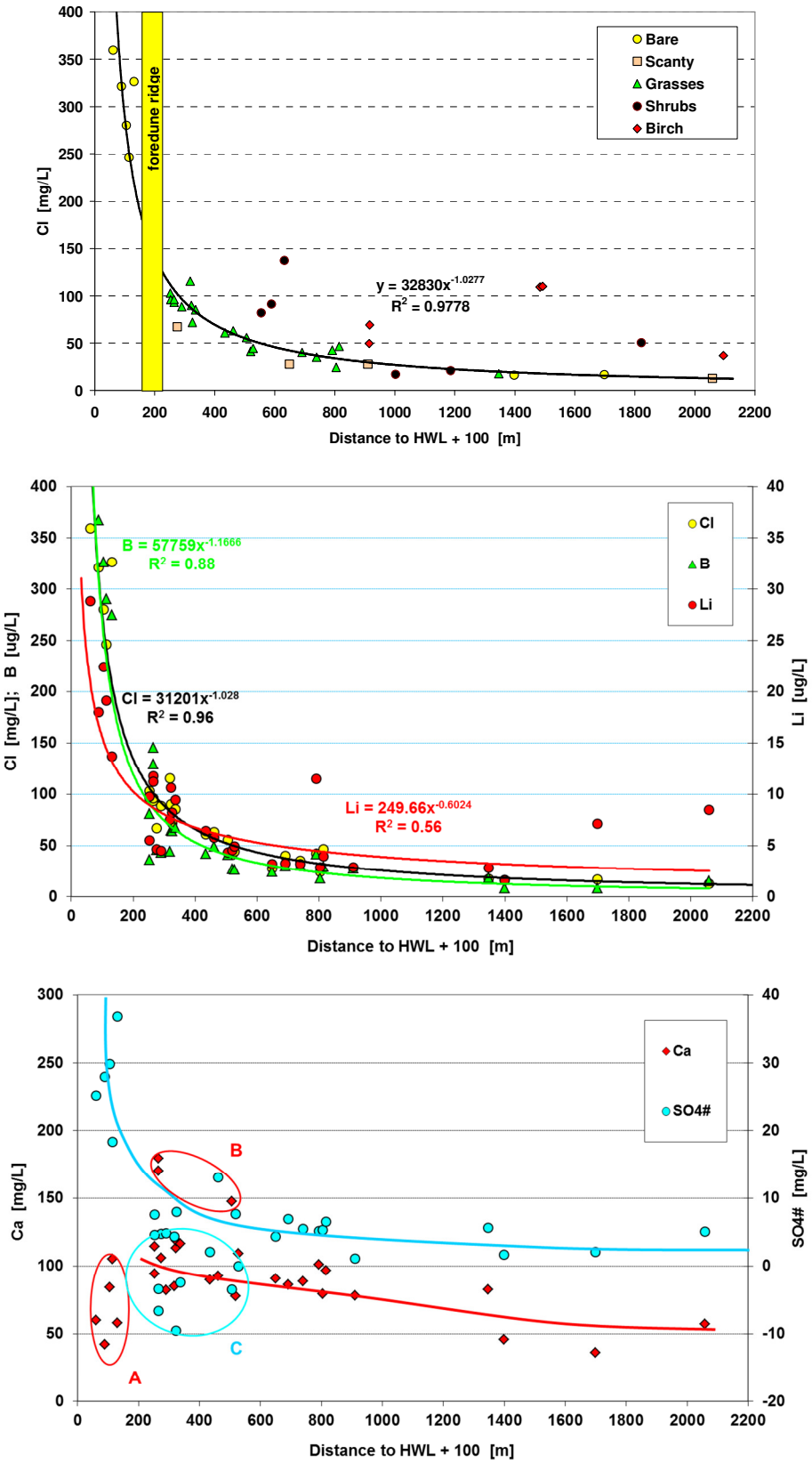


FIG.8.3. Relatie tussen de afstand tot de kust (HWL = High Water Line) en de concentratie van Cl, B, Li, SO_4# en Ca in het bovenste grondwater onder kaal of schraal of met lage grassen begroeid duin. Gebaseerd op gemiddelde concentraties van 30 spiraalboringen. A = Ca laag t.g.v. kationuitwisseling door verzoeting; B = Ca hoog door dichte begroeiing en/of methanogenese; C = SO_4# laag door SO_4 reductie. Strand op <200 m, duingebied achter zeereep op >200 m HWL.

8.5 Effecten van vegetatie

Vegetatie heeft verschillende effecten op de samenstelling van ondiep duingrondwater (Stuyfzand 1993; Stuyfzand & Rambags 2011). De metingen bevestigen de belangrijke rol van de begroeiing; men vergelijke daartoe de verschillende locaties in Tabellen 8.1 en 8.3, en in Fig.8.4 waar de 4 locaties een vergelijkbare afstand tot de kust en vergelijkbare diepte tot het grondwater hebben.
Evapotranspiratie en evapoconcentratie nemen volgens verwachting (Stuyfzand 1993) toe volgens de reeks kaal < schraal begroeid < grassen < duinstruweel < berken < dennen. Dit patroon vindt vooral bevestiging in de zeezoutconcentraties, wanneer gekeken wordt naar locaties op vergelijkbare afstand tot de kust. In Fig.8.4 zijn de verschillen tussen A, 14 en 13 echter relatief klein door verschillen in periode van grondwateraanvulling en door laterale grondwaterstroming. De sterke Cl toename met de diepte op locatie B (berken) kan verklaard worden door laterale stroming in combinatie met laterale verschillen in zeezoutinterceptie en evapoconcentratie binnen het bos, of door seizoensmatige of jaarlijkse fluctuaties.
Interceptiedepositie van SO_4# zou de evapotranspiratie volgorde bij benadering moeten volgen. Dit is inderdaad het geval als we 3 complicerende processen verdisconteren: (i) een toegenomen interceptiedepositie door zeezoutdepositie, (ii) pyrietoxidatie (vergelijk kaal strandzand met kaal duin landinwaarts in Tabel 8.3), en (iii) SO_4 reductie in natte duinvalleien (profiel #3 in Tabel 8.3) of waar duinveen gepasseerd is (profiel #20A in Tabel 8.3).
N_2 fixatie is zoals verwacht het meest geprononceerd onder duinstruweel en schrale begroeiing met enkele duindoornstruiken (profiel #12 en G3 in Tabel 8.3). Op het droge strand zijn de NO_3 concentraties ook relatief hoog, t.g.v. N_2-fixatie door cyanobacteriën of door oxidatie van mariene algen die op het strand worden afgezet. Laatstgenoemde is mogelijk van meer belang, omdat de hogere TIC concentratie (voornamelijk HCO_3) t.o.v. de kale, landinwaartse locatie hierop wijst.

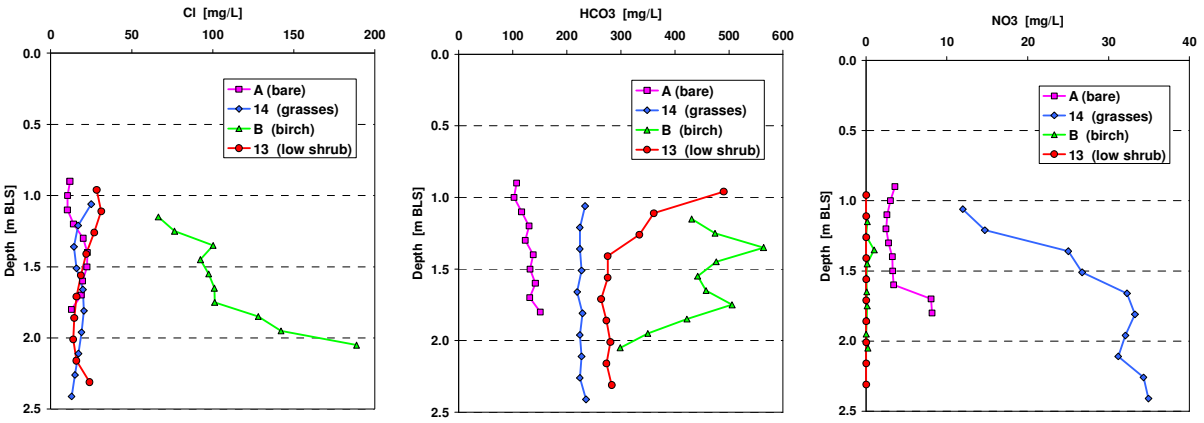


FIG. 8.4. Hydrochemische profielen op 4 locaties met verschillende begroeiing op vergelijkbare afstand tot de HWL (1086-1385 m) en met vergelijkbare diepte tot de grondwaterspiegel (0.6-0.9 m-MV). A en B in mei 2011, 13 en 14 in oktober 2011.

Opslag van PO_4 onder een snel groeiende vegetatie of PO_4 afgifte onder een afstervende begroeiing kon niet worden aangetoond. PO_4 concentraties zijn relatief hoog op het strand (plot 7), op kale plot A, plot 3 met grassen en berkenplot 20A. Het droge strand wordt periodiek overstroomd met Noordzeewater dat vergelijkbare PO_4 concentraties heeft met het zoete duinwater in profiel 7. Daarnaast zorgt windtransport voor de afzetting van algenschuim en zeezand met daaraan geadsorbeerd PO_4, en zal daardoor bijdragen aan de hoge PO_4 concentraties van grondwater op het strand. Van kale plot A was enkele jaren eerder de vegetatie verwijderd, hetgeen kan leiden tot PO_4 mobilisatie vanuit de bovenste bodemlagen. Op plot 3, bedekt met grassen en lage *Salix repens*, kan enige PO_4 verrijking verband houden met 'nutrient cycling'. De passage van fosfaatrijk veen op plot 20A leidt logischerwijze tot verhoogde PO_4 concentraties (Stuyfzand 1993).

8.6 Effecten van diepte tot grondwaterspiegel

Verschillen in diepte tot de grondwaterspiegel zorgen voor significante hydrochemische consequenties, omdat zij de dikte van de onverzadigde zone bepalen, de ondergrondse reistijd van water, de dichtheid en hoogte van de begroeiing en, in bepaalde gevallen, temporele omkering van de verticale stroomrichting door exfiltratie van grondwater of door capillaire opstijging tot het landoppervlak of tot de wortelzone. In onze dataset, gebaseerd op ondiepe handboringen, zijn de diepteverschillen relatief klein, tussen ca. 0.1 en 2.7 m.
De bevindingen van Stuyfzand (1993) waren, dat een gemiddelde positie van de grondwaterspiegel op <0.5 m-MV anoxische condities kan scheppen door waterlogging (natte bodem met tijdelijke plasvorming). Daarbij raakt de humuslaag / zode waterverzadigd in winter en vroeg voorjaar, omdat de gemiddelde amplitude van grondwaterstandsfluctuaties 0.3 m bedraagt en de dikte van de vol-capillaire zoom van duinzand ~0.25 m is.
Waterlogging zorgt inderdaad snel voor zuurstofloosheid en volledige denitrificatie, en op den duur ook voor (volledige) SO_4 reductie (Tabel 8.3). Nevenreacties zorgen daarbij voor verhoogde concentraties HCO_3, DOC, NH_4, Fe, Mn, PO_4 (enkele uitzonderingen daargelaten), As en SiO_2. Het betreft de mineralisatie van bodem organisch materiaal (BOM; levert HCO_3, NH_4, PO_4), schelpkalkoplossing (Ca, Sr, HCO_3, PO_4) door overtollig CO_2 (afkomstig van plantrespiratie en BOM mineralisatie), reductieve oplossing van ijzer(hydr)oxides (Fe, Mn, As, PO_4, SiO_2) en oplossing van silicaten (SiO_2, PO_4, Ba, Yb). Een dergelijk natte situatie is aanwezig in de 3 bestudeerde natte duinvalleien net achter de zeereep, te weten Houtglop (zie profielen 1, 5, F en G2), Kattendel (zie profielen 3 en G6) en Peperedel (zie profiel 4).

8.7 Invloed van industrieën in de IJmond

IJzer & Obdam (2013) en Zonneveld (2014) bestudeerden de invloed van industrieën in de IJmond, waarbij Tata Steel natuurlijk een hoofdrol speelt. In de periode 1 feb. t/m 10 mei 2013 zijn daartoe 15 schroefboringen gezet en bemonsterd in het duingebied ongeveer tussen Wijk aan Zee en Bloemendaal aan Zee, en geanalyseerd op het volledige chemische analyseprogramma. De resultaten van F, Pb en Tl zijn het meest interessant vanwege bekende emissieproblemen in het verleden (Vermeulen 1977; Lijzen 2009; Schols 2009); zij zijn weergegeven in Fig.8.5.
Uit Fig.8.5 volgt dat de F, Pb en Tl concentraties verhoogd zijn in de omgeving van Wijk aan Zee / Tata Steel, met resp. ca. 500-3500 µg F/L, 1-5 µg Pb/L en 0.5-2 µg Tl/L. Voor alle overige bestanddelen kon geen verschil hard gemaakt worden vanwege grote variaties zowel rond de IJmond als in de duinen ten zuiden daarvan. In 1995 vielen relatief hoge Hg concentraties (0.28 µg/L; niet gemeten in 2013) in het duingebied iets ten noorden van Tata Steel op (Stuyfzand & Lüers 2000).

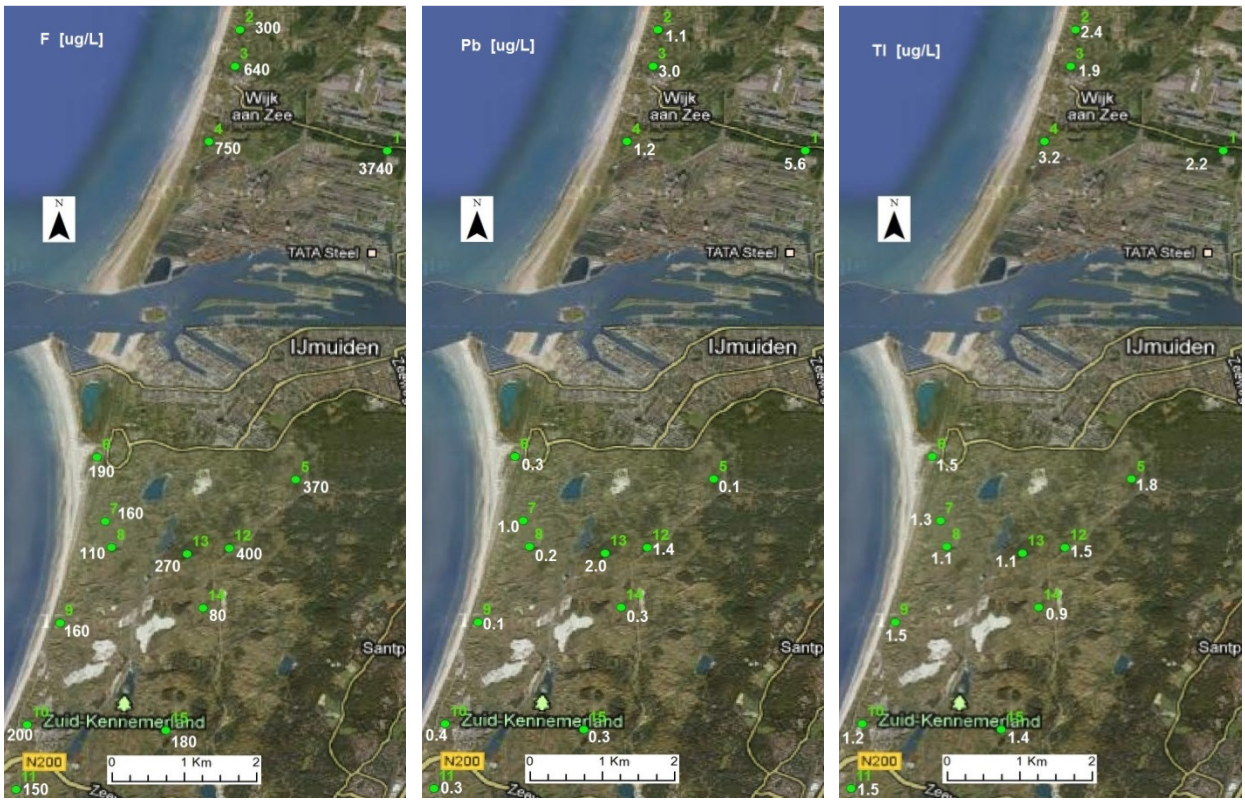


FIG. 8.5. Ruimtelijk beeld van de gemiddelde concentraties F, Pb en Tl in bovenste 1-1.5 m grondwater in de periode 1 feb. t/m 10 mei 2013 (n=4 dieptes) in het duingebied ongeveer tussen Wijk aan Zee en Bloemendaal aan Zee.

8.8 Patronen binnen afzonderlijke profielen

Met de bemonsteringsdiepte verandert de waterkwaliteit in elk profiel op systematische wijze, zelfs indien de verticale afstand in duinzand slechts 1-2 meter bedraagt (Stuyfzand, 1984; Stuyfzand, 1993). De gedetailleerde profielen onthullen patronen in verband met seizoensmatige en jaarlijkse variaties in infiltrerend regenwater, laterale variaties in atmosferische depositie en evapoconcentratie, laterale en verticale stroming, en hydrogeochemische processen zoals kationuitwisseling, reductie, kalkoplossing en de uitloging en accumulatie van b.v. zware metalen.
Als voorbeeld bespreken we in onderstaande 4 voorbeelden, waarvan in 3 gevallen het waterkwaliteitsprofiel is weergegeven in Fig.8.6.
Het betreft 4 typische locaties: het droge strand boven de HWL (met representatief profiel #7), de vochtige, maar niet inunderende duinvallei Kattendel net achter de zeereep (met representatief profiel #3), de natte, wel inunderende duinvallei Houtglop net achter de zeereep (met representatief profiel #5) en verder landinwaarts waar het grondwater dieper weg staat (met representatief profiel #15). Deze profielen zijn opgenomen in oktober 2011. Elk profiel, met maximum diepte D onder de grondwaterspiegel, beslaat een infiltratieperiode t_{INF} gelijk aan ε D / (P-E), waarin ε = effectieve porositeit (0.4). Dit levert voor profielen 7, 3, 5 and 15 ongeveer resp. 0.8, 1.2, 1.0 en 1.3 jaren op.

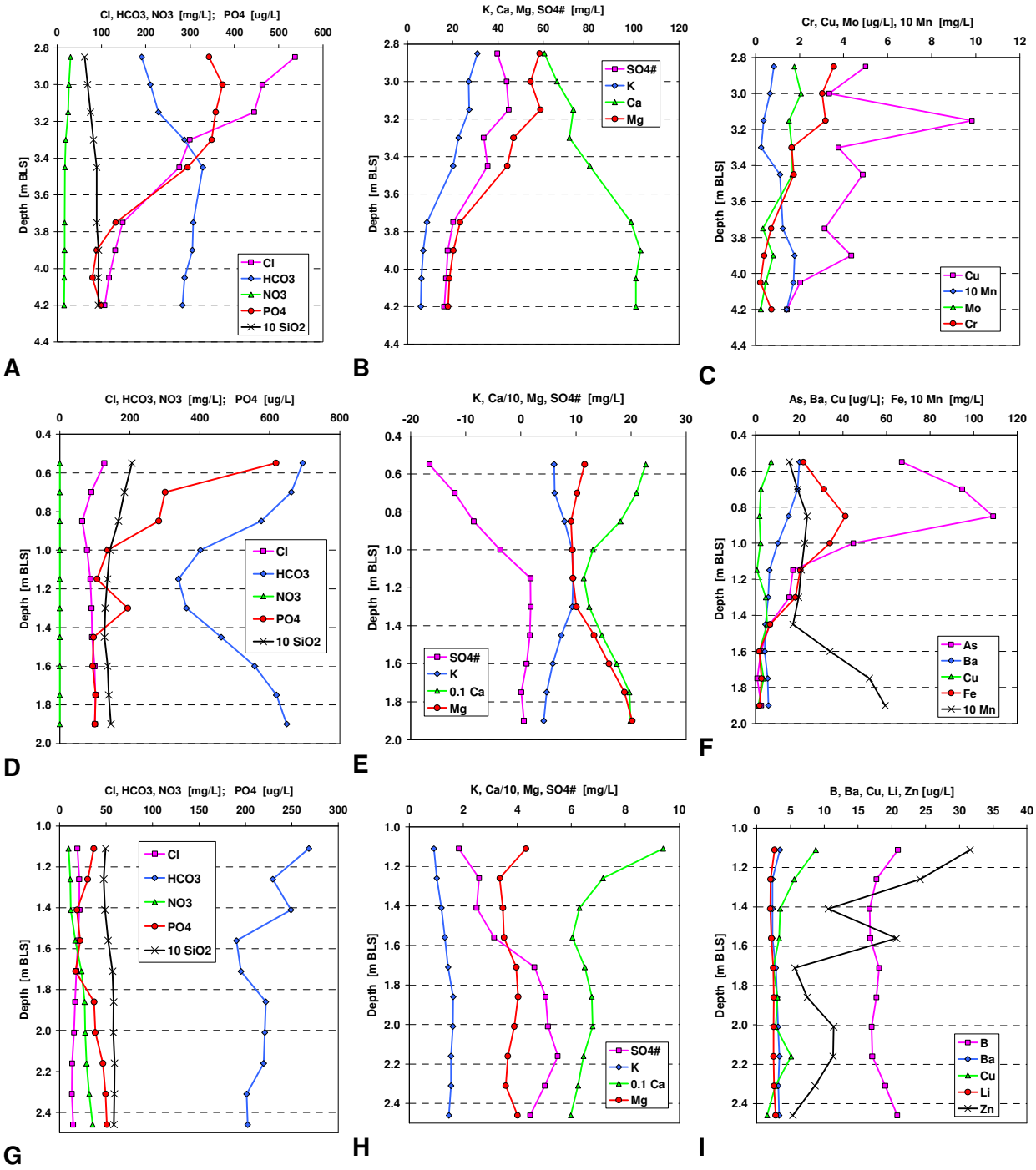


FIG. 8.6. Hydrochemische profielen op 3 typische locaties: het droge strand (A-C; #7 tussen de hoogwaterlijn van de Noordzee en de voet van de zeereep), juist achter de zeereep aan landinwaartse zijde (D-F; #3 in de vochtige Kattendel duinvallei), en verder landinwaarts (G-I; #15). Positie van grondwaterspiegel ~0.2 m boven bovenste monster. Opname van alle profielen in oktober 2011. Voor locaties zie Fig.2.11.

8.8.1 Op het droge strand tussen HWL en zeereep (geen vegetatie)

Er zijn hier 4 profielen opgenomen (6-8 en BB20; Fig.2.11) waarvan #7 representatief wordt geacht. Fig.8.6 (A-C) toont enkele waterkwaliteitsveranderingen met de diepte, Tabel 8.3 list de gemiddelde samenstelling. De volgende patronen zijn benedenwaarts herkenbaar.
We zien een tamelijk steile afname van de zeezouten, vooral Cl, K, Mg en Mo, en ook maar niet getoond, in de andere zeezouten (Na, B, Br, F en Li). Deze afname weerspiegelt de landinwaartse atmosferische depositiegradiënt, omdat het diepere grondwater verder landinwaarts infiltreerde, aangezien de horizontale grondwaterstroming richting eblijn voert en de verticale stroming nog steeds benedenwaarts gericht is.
Uiteraard is er sprake van periodieke overstroming van het droge strand, welke zorgt voor patronen gesuperponeerd op de landinwaartse atmosferische depositiegradiënt. Correctie van bovengenoemde zeezouten voor een mariene bijdrage onthult hoge positieve waarden, die erop wijzen dat zij allemaal sterk beïnvloed zijn door desorptie t.g.v. de verdringing van brak strandgrondwater door zoet duingrondwater. Desorptie-effecten zijn bovenin het sterkste, waar Ca de grootste afname etaleert. Ook Sr is hierbij betrokken, maar zijn concentratie vertoont een tamelijk constante waarde (niet weergegeven) omdat de verliezen door adsorptie bovenin gecompenseerd worden door de hogere mariene/atmosferische inputs aan de bovenzijde.
PO_4 vertoont een duidelijke afname net zoals de zeezouten (Fig.8.6A). Dit houdt waarschijnlijk verband met: (i) periodieke inundatie door Noorzeewater dat een vergelijkbare hoge PO_4 concentratie vertoont (Tabel 8.1); (ii) eolisch transport van algenschuim en zeezand met daaraan geadsorbeerd PO_4; en (iii) sterke sorptie aan kalkhoudend duinzand met een coating van ijzer(hydr)oxide.
Het hele profiel is (sub)oxisch, met relatief hoge NO_3 en zeer lage Fe concentraties. Mn neemt langzaam toe terwijl NO_3 traag afneemt. Dit getuigt van een geringe afname van de redox potentiaal.
SiO_2 (Fig.8.6A) en Yb (niet weergegeven) nemen duidelijk toe door oplossing van silicaatmineralen zoals veldspaten, augiet, hoornblende, epidoot en granaat. Zeer waarschijnlijk lost ook biogeen opaal op, omdat de zee en wind zorgen voor inputs van o.a. diatomeeën.
Waarneembaar is een sterke afname van SO_4# (Fig.8.6B), Cr, Cu en Zn (Fig.8.6C; Zn niet weergegeven), en een minder evidente daling voor Cd, Ni en V (niet getoond). Het SO_4# patroon suggereert dat er meer atmosferisch SO_2 op het strand gedeponeerd wordt (dankzij de hygroscopische invloed van meer zeezoutdepositie; Stuyfzand, 1993) of enig pyriet geoxideerd wordt of beide. De trend voor de zware metalen beperkt zich niet tot het droge strand (Stuyfzand, 1984, 1993; zie ook onderstaande). De verklaring hiervoor is tweeledig: enerzijds zijn de gehalten ervan in de bovenste zandlagen het hoogste (Lüers and Stuyfzand, 1992; Stuyfzand et al., 2007; Stuyfzand et al. 2012), en anderzijds is hun mobiliteit onder (sub)oxische condities het hoogste. As, Ba, Be, Pb, Sc en Tl vertonen geen duidelijke patronen.

8.8.2 Vochtige duinvalleien achter zeereep (grassen en Salix repens)

Net achter de zeereep bevinden zich 3 vochtige tot zeer natte duinvalleien, welke onderzocht zijn (Fig.2.11): Houtglop (met profielen 1, 5, F en G1-G4; zeer nat), Kattendel (met profielen 3, E, G5 en G6; vochtig) en Peperedel (met profiel 4; vochtig tot nat).
Profiel #3 in de paraboolvormige duinvallei Kattendel (Fig.1.6) wordt representatief geacht voor een vochtige niet-inunderende vallei. De begroeiing aldaar bestond in 2011 uit lage duingrassen en zeer lage groepjes Salix repens, de afstand tot de kust bedraagt 164 m, en de grondwaterspiegel lag op 0.4 m-MV. Fig.8.6 (D-F) toont enkele waterkwaliteitsveranderingen met de diepte, en Tabel 8.3 list de gemiddelde samenstelling. Navolgende patronen zijn benedenwaarts waargenomen.

Enkele ionen vertonen maximum concentraties aan zowel de boven- als onderzijde van het profiel, namelijk Cl, HCO_3, Na, Ca, Sr, Mg, B, Cr en Na#, B# en Sr#. In het middendeel etaleren SO_4#, K en K# hun (positieve) maximum (Fig.8.6E) en Na# zijn negatieve minimum (niet weergegeven). Deze opeenvolging weerspiegelt waarschijnlijk seizoensfluctuaties van het biologische type, omdat atmosferische fluctuaties normaliter sterke kationuitwisselingsverschijnselen teweegbrengen waarbij Na# maxima samengaan met Cl en Ca minima (Stuyfzand, 1993), hetgeen hier niet het geval is. De coïncidentie van hoge HCO_3 pieken met die van Cl wijst ook op een biologisch fluctuatiepatroon, waarbij de hoge concentratieniveaus verband houden met gelijktijdige evapoconcentratie en met versterkte ontwikkeling van CO_2 in de bodem, zorgend voor meer kalkoplossing in de zomer.
De hoogste concentraties Fe, SiO_2, PO_4, As, Ba, Br (en Br#), Cd, Cu (?), V, Yb en Zn vinden we bovenin, waar vrijwel volledige SO_4-reductie op methanogene condities wijst. Deze diep anoxische omstandigheden bevorderen de reductieve oplossing van ijzer(hydr)oxide huidjes om de zandkorrels, waardoor tevens geadsorbeerd PO_4 en As vrijkomen, en waardoor reactieve silicaatoppervlakken worden blootgesteld aan oplossing. Als bariet ($BaSO_4$) aanwezig is, dan bevorderen de sulfaatloze omstandigheden de oplossing ervan. De positieve Br# waarden kunnen wijzen op mobilisatie vanuit oxiderende organische stof, de verhoogde concentraties aan Cd, Cu, V en Zn stammen waarschijnlijk van atmosferische inputs. Er is nog geen verklaring voor de hoogste concentraties Mg (en Mg#), Mn, Co, F, Li, Ni en Tl aan de basis van het profiel.
Profiel #3 is gesitueerd op enige afstand stroomopwaartse van de oostelijke oever van een klein duinmeertje destijds (Fig.1.6), waar grondwater exfiltreert. De afstand is echter voldoende groot zodat infiltratie prevaleert. De hydrochemische patronen bevestigen dit.

8.8.3 Zeer natte duinvallei achter zeereep (veel open water in winter)

Profiel #5 in de relatief zeer grote duinvallei Houtglop achter de zeereep (Fig.1.6) wordt representatief geacht voor de westzijde (stroomafwaartse kant) van een zeer natte, in de winter inunderende vallei. De grotendeels kale locatie bestaat uit een laag duinbultje op ca. 10 m westelijk van de ca. 1 m lager gelegen duinvallei Houtglop. De begroeiing van Houtglop bestond in 2011 voornamelijk uit grassen op de lage delen en uit Salix repens op de hogere richels. De afstand tot de kust van meetpunt 5 bedraagt 236 m, en de grondwaterspiegel lag ter plaatse op 0.9 m-MV (de vallei was deels drassig).
In afwijking van de overige 3 meetpunten, is voor profiel 5 alleen het verloop van de Cl-concentratie geplot, en wel voor de opnames van 2011, 2014 en 2015 (Fig.8.12). Deze figuur laat voor elke opname een bijzonder constant Cl-verloop zien, alleen in 2011 zien we bovenin nog enige variatie. Dit beeld wijkt af van de meeste profielen (Fig.8.12) en wijst op zeer sterke vermenging, die waarschijnlijk stroomopwaarts geschiedt in de zeer natte duinvallei. Bij dat mengen kan het periodiek optredende kwelplas-systeem in Houtglop een helpende hand bieden, zo niet het voornaamste aandrijfmechanisme vormen (Fig.8.7).
Een ander meetpunt met vergelijkbare sterke menging als profiel 1, is profiel 4 in de Peperedel (Fig.8.12). Ook daar bevindt zich stroomopwaarts van het meetpunt een kwelplas.

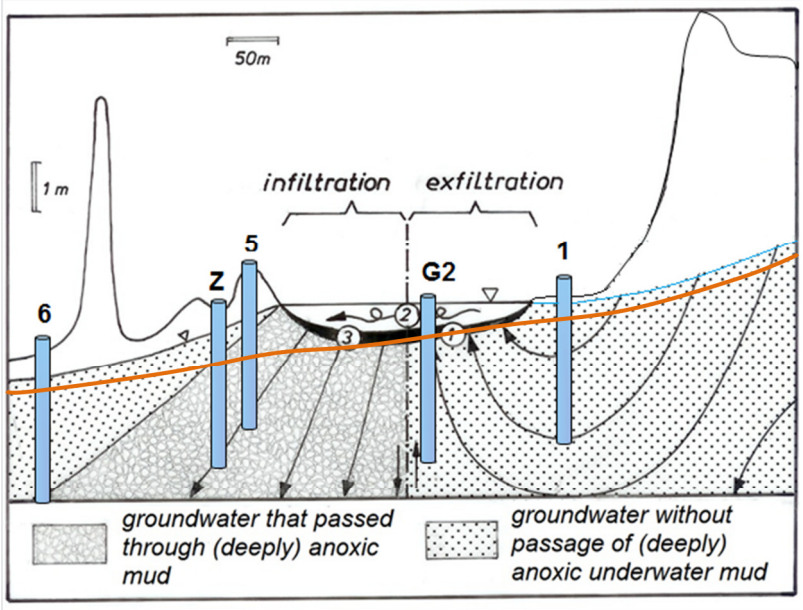


FIG. 8.7. Schema van de Houtglop duinvallei in een west-oost sectie met het kwelplasmechanisme (gewijzigd naar Stuyfzand 1993). De donker oranje lijn is de grondwaterstand aan einde van de zomer wanneer de kwelplas grotendeels droogvalt. Voor ligging schroefboringen 1, G2, 5, Z en 6 zie Fig.2.11 (N.B.: Z = A in Fig.8.8).

8.8.4 Droge duinvalleien meer landinwaarts (duinstruweel en grassen)

Verder landinwaarts van de zone met vochtige tot natte duinvalleien bevinden zich vele droge duinvalleien die op meerdere locaties bemonsterd zijn (Fig.2.11), en waarvan #15 representatief geacht wordt. De lokale vegetatie aldaar bestond voornamelijk uit lage struiken van *Hippophaë rhamnoïdes* en duingrassen, de afstand tot de kust bedraagt 903 m, en de grondwaterspiegel bevond zich in 2011 op 1.0 m-MV. Fig.8.6 (G-I) toont enkele waterkwaliteitsveranderingen met de diepte. De volgende patronen zijn benedenwaarts herkenbaar.
Maximum concentraties zien we bovenin voor Cl, HCO_3, Ca, Sr, Cu, Yb en Zn, en aan de basis voor NO_3, PO_4, SiO_2, Na (en Na#), K (en K#), Br (en Br#) en Li. Dit patroon wijst op de aanwezigheid van zomerwater bovenin en winterwater aan de basis. Kationuitwisseling is duidelijk zichtbaar aan de positieve Na# piek aan de basis waar Cl en Ca een dal etaleren. Het hele profiel is sub(oxisch), met op alle diepten NO_3 concentraties ruim boven detectieniveau en zeer lage Fe en Mn concentraties.
Er zijn geen duidelijke trends voor Fe, Mn, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Pb, Sc, Tl en V.

8.9 Vergelijking grondwater vóór en na de ingrepen

8.9.1 Presentatie meetresultaten

De ingrepen in de periode 15 september 2012 – 10 maart 2013 vonden grotendeels plaats in de omgeving van al het opgestelde meetinstrumentarium en van de locaties van de meeste schroefboringen. De ondiepe grondwaterkwaliteit vóór de ingrepen (september - oktober 2011) kan in Tabel 8.5 vergeleken worden met die na ca. 1 jaar (april 2014) en na ca. 2.3 jaar (juli 2015). Buitink & Van Schinkel (Buitink 2014) in april 2014 en Stuyfzand in juli 2015 hebben op 9-10 identieke locaties geboord om de situatie van vóór de ingrepen met die erna te vergelijken. Het betreft de meetpunten 1, 3, 4, 5, 9, 10, 12, 16, 17A en E (voor ligging zie Fig.8.8). Deze meetpunten kunnen als volgt worden ingedeeld: (i) <75 m verwijderd van de

kerven (3, 4, 5), (ii) in of vlakbij kaalgeschoren duinterrein (E, 1, 12), en (iii) >150 m verwijderd van kerven en kaalgeschoren duin (9, 10, 16, 17A).

FIG. 8.8. Locatie van schroefboringen (gele pin) die in zowel september-oktober 2011 (vóór de ingrepen) als april 2014 (1 jaar na de ingrepen) en juli 2015 (2.3 jaar na) zijn bemonsterd (naar Buitink 2014). De rode pin geeft de locatie van de 'permanente' bulk regenvangers aan. Profiel A werd alleen in 2014 opgenomen. Profiel 17A bevindt zich rechts van de rechter figuurrand (zie Fig.2.11).

TABEL 8.4. Kenmerken van de schroefboorlocaties die in september-oktober 2011 (vóór de ingrepen), april 2014 (1 jaar na de ingrepen) en juli 2015 (2.3 jaar na de ingrepen) zijn bemonsterd.

Parameter	Unit	Carves <75 m			Clearing			Reference (>150 m)			
		3	4	5	12	E	1	9	10	16	17A
X-HWL	m	164	222	236	489	225	406	811	640	692	1599
Vegetation Before		Grass + Salix	grass	bare	dune shrub	grass	grass	bare	grass	grass + shrubs	bare
Vegetation After 1 year		Bare	bare + grass	bare	bare	bare + grass	grass	bare	grass	grass + shrubs	bare
Vegetation After 2.3 years		Bare + Salix	bare + grass	bare	bare	bare + grass	grass	bare	bare + grass	grass + shrubs	bare
GWT Before	m BLS	0.40	0.31	0.91	0.76	0.80	0.20	0.81	0.71	0.71	0.31
GWT After 1 year		0.30	0.26	0.70	0.45	0.70	0.15	0.15	0.15	0.15	-
GWT After 2.3 years		0.98	0.77	1.30	0.80	1.63	0.50	1.00	1.25	0.78	0.60
Screen depth Before	m BLS	1.23	1.14	1.74	1.59	1.45	0.71	1.64	1.54	1.54	1.14
Screen depth After 1 year		0.90	1.20	1.13	1.35	1.20	0.83	0.68	0.75	1.05	-
Screen depth After 2.3 years		1.95	1.94	2.23	2.15	2.54	1.07	2.05	2.37	2.08	1.22
Sand accumulation After 1 year	m	0.20	0.05	<0.02	?	<0.02	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
Sand accumulation After 2.3 years		0.40	0.20	<0.02	?	0.1	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
R Before	mm/year	440	550	700	470	550	507	733	510	485	700
R after 1 year		758	606	758	758	606	507	733	510	485	-
R after 2.3 years		599	650	700	758	606	507	733	510	485	700
Av. travel time (t) Before	year	1.00	0.79	0.68	0.99	0.72	0.60	0.64	0.91	0.95	0.62
Av. travel time (t) After 1 year		0.45	0.79	0.40	0.63	0.55	0.73	0.42	0.67	0.95	-
Av. travel time (t) After 2.3 years		0.90	0.93	0.78	0.90	0.93	0.68	0.78	1.21	1.35	0.53

t = IF(GWT-0.25<0,0,GWT-0.25)*0.06+(D-GWT+0.25)*0.4)/(R/1000)

Average travel time (t) from ground level to mean screen depth, calculated using Eq.8.1

TABEL 8.5. Gemiddelde samenstelling (n=20-40) van de bovenste 1-1.5 m grondwater op 9 locaties in het studiegebied, vóór (september-oktober 2011) en na de ingrepen (april 2014 = 1 jaar; juli 2015 = 2.3 jaar), met onderscheid tussen profielen dicht bij de kerven (carves <75 m), profielen in/nabij kaal geschoren duinterrein (cleared), en referentie profielen (ref, >150 m verwijderd van kerven en kaalgeschoren duin.
X# = concentratie van X gecorrigeerd voor zeezoutbijdrage. Monsters met Al = 0 zijn gecorrigeerd voor filtratie bias. Screen = gemiddelde filterdiepte in m-MV; BLS = MV; GWT = grondwaterspiegel.
Groen gekleurde cellen = Na/Vóór <0.9 (ingreep → relatieve afname). Blauw gekleurde cellen = Na/Vóór >1.1 (ingreep → relatieve toename).

Para-meter	Unit	Carves <75m: 3,4,5			Cleared: E,1,12			Ref: 9,10,16		
		Before	After 1 y.	After 2.3 y	Before	After 1 y.	After 2.3 y	Before	After 1 y.	After 2.3 y
X-HWL	m	208	208	208	373	373	373	714	714	714
Screen	m BLS	1.37	1.08	2.04	1.25	1.13	1.92	1.57	0.83	2.16
GWT	m BLS	0.54	0.42	1.01	0.59	0.43	0.98	0.74	0.15	1.01
EC	lab	782	537	676	711	616	526	469	666	583
pH	lab	6.74	7.95	7.25	6.99	7.71	7.38	6.73	7.58	7.29
Cl	mg/L	89.5	62.5	80.6	73.1	55.8	44.5	35.2	41.1	43.2
SO4 (IC)	mg/L	7.4	8.8	11.0	15.3	11.5	12.3	8.8	0.3	8.9
HCO3	mg/L	429	272	322	380	331	259	282	461	344
NO3	mg NO3/L	0.4	0.1	1.0	14.2	9.1	16.4	2.8	0.1	6.4
PO4	tot	0.54	0.52	0.10	0.04	0.50	0.05	0.04	0.13	0.04
F	mg/L	0.16	0.17	0.16	0.16	0.21	0.17	0.19	0.33	0.11
Na	mg/L	49.7	42.6	44.1	38.8	36.4	30.9	27.2	26.8	28.4
K	mg/L	4.6	3.1	3.7	2.6	3.6	2.0	1.5	1.3	1.7
Ca	mg/L	133.5	78.4	99.6	126.9	96.4	82.5	89.2	130.5	106.8
Mg	mg/L	11.4	7.6	8.9	7.9	7.6	6.7	4.3	8.3	7.1
Fe	mg/L	10.96	0.23	3.65	4.05	1.11	4.88	0.09	3.97	0.05
Mn	mg/L	1.70	0.43	1.68	1.10	0.48	0.15	0.20	1.08	0.34
SiO2	mg SiO2/L	10.7	4.4	9.3	8.8	6.8	8.5	6.3	7.4	7.6
Ag	ug/L	0.19	0.22	0.17	0.2	0.17	0.19	0.3	0.24	0.12
Al	ug/L	4.8	2.8	6.0	4.5	0.0	12.2	7.3	0.0	10.6
As	ug/L	27.9	1.6	13.6	5.7	1.7	5.7	2.0	10.9	1.4
B	ug/L	87.4	37.0	42.3	52.7	25.8	24.2	33.6	8.1	15.7
Ba	ug/L	15.6	1.9	4.3	5.7	3.0	3.3	3.4	5.1	5.1
Be	ug/L	0.03	0.01	0.03	0.02	0.01	0.03	0.03	0.06	0.04
Br	ug/L	265	172	281	197	156	203	125	377	234
Cd	ug/L	0.20	0.17	0.08	0.18	0.13	0.07	0.24	0.13	0.03
Co	ug/L	2.8	0.9	1.9	2.0	1.8	0.6	0.8	3.5	0.8
Cr	ug/L	0.3	0.4	0.2	0.3	0.5	0.2	0.4	1.2	0.2
Cu	ug/L	2.7	7.6	1.4	3.6	4.9	1.0	5.2	3.6	1.9
Eu	ug/L	0.28	0.10	0.11	0.20	0.07	0.17	0.17	0.16	0.22
Li	ug/L	10.6	6.1	7.7	6.5	4.2	5.4	5.8	1.8	4.6
Mo	ug/L	0.3	0.3	0.5	0.6	0.2	0.7	1.4	0.6	0.3
Ni	ug/L	1.1	0.9	2.0	1.0	0.8	0.5	0.6	3.5	1.7
Pb	ug/L	3.9	1.0	2.7	1.4	1.5	2.3	3.8	1.6	1.0
Sc	ug/L	0.04	0.02	0.03	0.03	0.02	0.03	0.03	0.04	0.03
Sr	ug/L	718	401	538	511	471	361	288	475	363
Tl	ug/L	1.8	2.1	0.7	2.0	2.1	1.0	2.0	2.1	1.2
V	ug/L	1.1	0.5	1.0	0.9	0.6	0.5	1.0	5.8	0.4
Yb	ug/L	0.6	0.4	0.5	0.5	0.5	0.4	0.3	0.8	0.5
Zn	ug/L	26.8	24.4	7.5	30.2	19.8	6.1	13.4	11.6	4.9
BEX	meq/L	0.52	0.67	0.31	0.19	0.62	0.60	0.51	0.64	0.55
SO4#	mg/L	-5.1	0.0	-0.3	5.1	3.7	6.1	3.9	-5.5	2.8
Na#	mg/L	-0.1	7.8	-0.7	-1.9	5.4	6.1	7.7	3.9	4.4
K#	mg/L	2.8	1.8	2.1	1.0	2.5	1.1	0.8	0.5	0.8
Ca#	mg/L	131.6	77.1	97.9	125.4	95.2	81.6	88.4	129.6	105.9
Mg#	mg/L	5.5	3.4	3.5	3.0	3.9	3.8	1.9	5.5	4.2
B#	ug/L	67	23	24	36	13	14	25	-1	6
Br#	ug/L	-39	-41	7	-51	-33	52	6	237	87
F#	ug/L	159	163	155	158	205	163	184	324	105
Li#	ug/L	9.8	5.6	7.0	5.9	3.7	5.1	5.5	1.5	4.2
Mo#	ug/L	0.3	0.3	0.5	0.5	0.2	0.6	1.4	0.6	0.3
Sr#	ug/L	681	375	505	481	448	342	274	459	346
TIC	mmol/L	9.20	5.12	6.37	7.71	6.41	4.88	5.39	9.86	6.71
Cl/Br	mg/L	341	363	297	402	362	226	289	108	214
Ca/Sr	mg/L	185	194	182	249	204	228	309	274	294
TDS	mg/L	763	482	587	674	561	469	458	683	556
Acids	%TDS	0.1	0.1	0.4	3.2	2.5	4.9	1.5	0.1	1.7
Marine	%TDS	22	24	25	20	18	17	14	11	14
Cont	%TDS	77	76	75	77	79	78	85	89	84
AlSi	%TDS	1.5	1.0	1.7	1.4	1.3	1.9	1.4	1.2	1.4
XCO3	%TDS	75	75	73	75	78	76	83	88	83
Ocean	% Mix	0.30	0.16	0.26	0.22	0.13	0.09	0.03	0.06	0.07

Van de meetpunten dicht bij de kerven ondervindt meetpunt 3 duidelijk het meeste zandinwaai en meetpunt 5 duidelijk het minste. Van de meetpunten in/nabij kaal geschoren duinterrein bevindt E zich zo ongeveer op de overgang van matige zandinwaai naar hellingopwaartse winderosie. Meetpunt 1 in het vochtige deel van het grotendeels natte Houtglop ondervindt duidelijk de toestroming vanuit het kaalgeschoren paraboolduin enkele tientallen meters oostwaarts, terwijl meetpunt 12 in een kaalgeschoren duinvallei omringd door kaalgeschoren paraboolduin ligt. Van de referentiepunten zijn 9 en 10 schraal begroeid en is 16 begroeid met een dichte mat van vooral duingrassen en kruiden.
Kenmerken van de meetlocaties zijn in Tabel 8.4 opgenomen. De ondergrondse reistijd voor ondiep grondwater op diepte d_{FIL} (t_{GW}) is daarin als volgt berekend:

$$t_{GW} = \{d_{UNS}\ \theta + (d_{CAP} + d_{FIL})\ n\} / R \qquad (8.1)$$

waarin: d_{UNS} = dikte onverzadigde zone [m], waarvoor aangenomen 0.25 m; θ = volumetrische bodemvochtgehalte [-]; d_{CAP} = dikte vol-capillaire zoom [m]; d_{FIL} = diepte grondwatermonster [m-GWT]; n = effectieve porositeit verzadigde en volcapillaire zone [-], waarvoor 0.4 aangenomen; R = grondwateraanvulling [m/jaar].

Tabel 8.5 toont de gemiddelde waterkwaliteit voor de 3 onderscheiden groepen van meetpunten in 2011, 2014 en 2015. In Tabel 8.6 staan daarentegen enkele kwaliteitsgegevens voor elk van de 10 meetpunten afzonderlijk, voor de jaren 2011, 2014 en 2015.

8.9.2 Veranderingen 1 jaar na de ingrepen

Uit Tabellen 8.5 en 8.6 wordt het volgende geconcludeerd:

- Op alle locaties stond het grondwater in 2014 iets (meetpunten bij ingrepen) of aanzienlijk (referentiemeetpunten) dieper dan in 2011, omdat de bemonstering in 2011 plaatsvond in de periode september–oktober waarin de grondwaterstand altijd lager is dan in het vroege voorjaar, zoals in april 2014. Vooral op de meetpunten dicht bij de kerven en in mindere mate nabij kaalgeschoren duin kwam bovendien het maaiveld iets omhoog door zandafzetting, hetgeen de relatief geringere stijging daar van de grondwaterstand in 2014 deels verklaart.
- Nu waren de verschillen in grondwaterstand alleen voor de referentiemeetpunten aanzienlijk genoeg om effect te sorteren. Daar stond het grondwater in 2014 zó hoog dat er diep anoxische omstandigheden ontstonden, hetgeen zich vertaalde in volledige denitrificatie, sterke SO_4-reductie en forse toenames van de EC, HCO_3, TIC, PO_4, K, Ca, Mg, Fe, Mn, SiO_2, As en vele spore-elementen. Er loste daar dus duidelijk meer kalk en ijzer(hydr)oxide op. Het ontstaan van diep anoxische omstandigheden vindt bevestiging in de unanieme daling in 2014 van de Cl/HCO_3-verhouding en van de som van NO_3 en voor zeezout gecorrigeerd SO_4 (Tabel 8.6).
- Opmerkelijk is dat de zeezouten gemiddeld nauwelijks veranderden (soms zelfs toenamen) op de referentiemeetpunten, ondanks de afgenomen zeezoutdepositie. Dit kan verklaard worden door seizoenseffecten.
- Terwijl op de referentiemeetpunten de zeezouten gemiddeld nauwelijks veranderden en er duidelijk meer kalk en ijzerhydroxiden oplosten, namen op de meetpunten dicht bij de kerven en het kaalgeschoren duin vrijwel alle concentraties (incl. spore-elementen) unaniem fors af en nam de pH toe. Deze concentratiedalingen binnen de invloedsfeer van de ingrepen zijn te verklaren door de afgenomen zeezoutdepositie èn de afgenomen begroeiing. De afgenomen / verwijderde begroeiing leidt immers tot minder invang van zeezout, minder evapoconcentratie en minder CO_2-productie. In Tabel 8.6 zien we ook, dat de voor zeezout gecorrigeerde Na-concentratie (Na#) in 2014 toenam ten teken van verzoeting. Opmerkelijk is de duidelijke Cu-toename.

TABEL 8.6. Gemiddelde samenstelling (n=7-12) van de bovenste 1-1.5 m grondwater op 10 locaties in het studiegebied, vóór (september-oktober 2011) en na de ingrepen (april 2014 = 1 jaar; juli 2015 = 2.3 jaar), met onderscheid tussen profielen dicht bij de kerven (carves <75 m), profielen in/nabij kaal geschoren duinterrein (clearing), en referentie profielen (ref, >150 m verwijderd van kerven en kaalgeschoren duin. Concentraties en ratio's op basis van mg/L.
Cellen met roodbruin kleuring = hoogste waarde. GWT = grondwaterstand in m-MV.

Site	Profile	GWT			Cl			Na#		
		Before	After 1 y.	After 2.3 y	Before	After 1 y.	After 2.3 y	Before	After 1 y.	After 2.3 y
Carves	3	0.40	0.30	0.97	93.3	72.5	113.0	-4.3	2.7	-8.8
	4	0.31	0.26	0.77	90.0	56.0	69.0	0.2	15.3	2.1
	5	0.91	0.70	1.30	85.3	59.1	59.8	3.7	5.5	4.5
Clearing	E	0.80	0.70	1.63	72.1	54.1	44.0	-0.1	1.1	7.7
	1	0.20	0.15	0.50	55.9	43.5	21.4	-2.7	6.7	4.8
	12	0.76	0.45	0.80	91.3	69.7	68.0	-2.8	8.4	6.0
Back-ground	9	0.81	0.15	1.00	27.8	34.3	51.1	2.9	3.5	1.7
	10	0.71	0.15	1.25	35.2	56.5	39.9	6.2	2.9	8.9
	16	0.71	0.15	0.78	42.5	32.6	38.4	13.9	5.4	2.5
	17.2	0.31		0.60	16.8		23.0	-1.8		1.9

Site	Profile	SiO2			Cl/HCO3			SO4#+NO3		
		Before	After 1 y.	After 2.3 y	Before	After 1 y.	After 2.3 y	Before	After 1 y.	After 2.3 y
Carves	3	15.2	7.9	12.7	0.18	0.20	0.27	-3.38	1.51	-1.45
	4	9.3	2.7	8.3	0.24	0.24	0.26	-9.5	-0.9	1.2
	5	7.5	2.8	6.8	0.22	0.27	0.21	-1.3	-0.4	2.2
Clearing	E	7.7	4.9	6.1	0.18	0.18	0.23	15.4	6.0	25.0
	1	11.6	9.2	10.8	0.13	0.10	0.07	-3.4	-1.0	2.7
	12	7.0	6.4	8.6	0.31	0.25	0.25	45.9	33.2	39.6
Back-ground	9	5.2	5.5	7.4	0.11	0.07	0.15	5.2	-4.5	16.2
	10	5.9	8.2	7.2	0.13	0.11	0.12	9.2	-7.6	9.6
	16	7.8	8.6	8.3	0.13	0.08	0.11	5.8	-3.9	1.7
	17.2	4.1		5.4	0.13		0.12	5.3		3.0

8.9.3 Veranderingen 2.3 jaar na de ingrepen

Uit Tabellen 8.5 en 8.6 wordt het volgende geconcludeerd:

- Op alle locaties stond het grondwater in 2015 aanzienlijk dieper dan in 2011 en 2014. Dit had vooral voor de referentiepunten, die in 2014 diep anoxisch waren geworden, tot gevolg dat zij minder anoxisch, zelfs deels (sub)oxisch werden. Zie ook de toename van SO_4#+NO_3 in Tabel 8.6. Op de meetpunten binnen de invloedsfeer van de ingrepen was de waterstandsdaling gemiddeld geringer en was de invloed daarvan op de algemene waterkwaliteit kleiner.
- Op de meeste meetpunten binnen de invloedsfeer van de ingrepen was de concentratie zeezout in 2015 nog steeds lager dan vóór de ingrepen. Dit gold in sterkere mate voor de meetpunten in/nabij kaalgeschoren duin dan voor de meetpunten dicht bij de kerven. Alleen meetpunt 3 vertoonde een toename t.o.v. 2011 (en 2014), hetgeen zich deels verklaart door een duidelijke toename van de begroeiing t.o.v. 2014. Of de zeer aanzienlijke instuiving van zand, met name zout strandzand, bijdraagt aan de zeezout-toename dient nader onderzocht te worden.
- Voor de meetpunten dicht bij de kerven gold dat de sterke algehele concentratiedaling in 2014 omsloeg in een matige, algehele concentratietoename, waarbij dus ook kalk-koolzuur parameters en vele spore-elementen toenamen. Dit wordt deels verklaard door de in die periode toegenomen begroeiing vooral bij meetpunt 3, en deels door een latere bemonstering (juli i.p.v. april) waardoor mogelijk meer zomerinvloeden zichtbaar zijn.
- Voor de meetpunten in/nabij kaalgeschoren duin gold echter een verdere concentratiedaling van de zeezouten en kalk-koolzuur parameters t.o.v. 2014 en 2011. Het verdwijnen van de begroeiing is hier debet aan.
- Voor alle meetpunten geldt dat de Cd en Zn concentraties in de periode 2011-2015 zijn afgenomen. De reden hiervan is onduidelijk; het zou kunnen komen door een met de tijd verminderende afgifte door de spiraalboor.

8.10 Hydrologische toepassing van de chloride metingen

8.10.1 De chloride massabalans van grondwater

De eerste Nederlander die de chloride massabalans van grondwater toepaste om de verdamping uit te rekenen was waarschijnlijk Heymann (1927; ref. op p.32 in Stuyfzand 1993). Hoewel het principe van de chloride massabalans (CMB) methode ter bepaling van de verdamping (en grondwateraanvulling) eenvoudig is en veelvuldig in de wereld is toegepast (o.a. Lerner et al., 1990; Custodio 2010, Alcala & Custodio 2012), kleven er toch veel mitsen en maren aan, vooral in een kustgebied met sterke inputvariaties (→ § 7.1).
Op wat grotere schaal zien we naast sterke jaarlijkse fluctuaties in Cl-depositie (Fig.3.2 en 4.2) aanvullende complicaties door sterke effecten van (i) laterale grondwaterstroming waardoor vooral aan de flanken van de zoetwaterlens grootschalige Cl-inversies (zouter op zoet) ontstaan, en (ii) veranderingen in begroeiing, in de Nederlandse duinen vooral bestaande uit een toegenomen vegetatie sinds de eerste helft van de 20^{e} eeuw door o.a. bebossing en maatregelen ter fixatie van de duinen (Fig.8.8). Ook deze vegetatieveranderingen dragen bij aan grootschalige Cl-inversies en dan vooral aan de oostzijde waar de duinen bebost zijn.
Op kleinere schaal nemen genoemde complicaties fors toe (Fig.8.10). Dat maakt een scherpe afbakening (keuze van geschikte meetpunten) en bepaling van randvoorwaarden (schatting van reistijden) noodzakelijk. Er ontstaan grote fouten als dat niet gebeurt. Zo blijkt de gemiddelde Cl-concentratie van ondiep grondwater op 12 van 13 locaties aanzienlijk lager dan die van het bovenliggende bodemvocht (Tabel 7.1), omdat het grondwater eerder bemonsterd werd dan het bodemvocht, het tijdsverschil nog verder oploopt tgv de extra reistijd onder de grondwaterspiegel, en de latere voedingsperiode van het bodemvocht meer zeezoutdepositie kende.

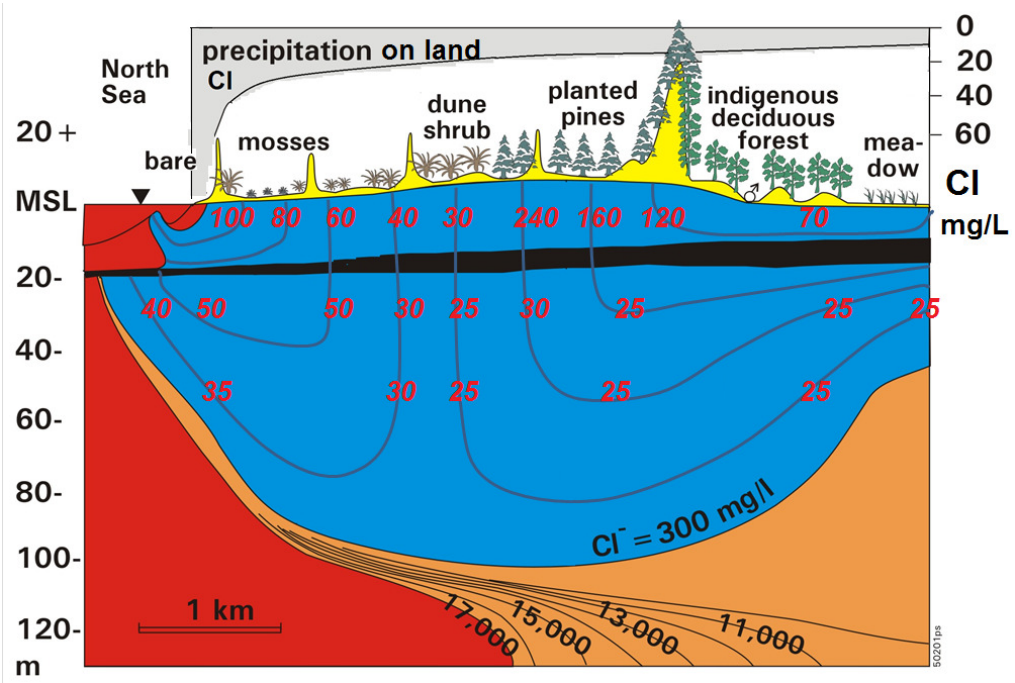


FIG. 8.9. Globale ruimtelijke verdeling in Hollands vastelandskustduinen, van de Cl concentratie in het zoete duingrondwater, drijvend op zout, intruderend Noordzeewater (gewijzigd naar Stuyfzand & Bruggeman 1994). Langs de geschematiseerde stroombanen in de ongestoorde situatie (qua stroming), zijn de Cl-concentraties [mg/L] geplot. De Cl-verdeling wordt gedicteerd door een landinwaarts exponentieel dalende Cl concentratie in regenwater, de landinwaarts toenemende begroeiing met daardoor meer evapoconcentratie en interceptiedepositie, en de factor tijd die ondiep hogere Cl-concentraties oplegt door een sterk toegenomen begroeiing sinds begin 20^{e} eeuw.

De beschreven problemen worden deels voorkomen door over langere perioden te middelen en dit bovendien te doen voor meerdere meetpunten. Dit is gedaan voor de 10 meetpunten uit Tabel 8.4, door de Cl-concentraties van de grondwateropnames van 2011, 2014 en 2015 (uit Tabel 8.6) te middelen en voor de Cl-concentratie van bulk neerslag het naar neerslag gewogen gemiddelde te nemen van de metingen op vangers KB1 (X = 215 m) en WB2 (X= 707 m) gedurende de periode sept. 2010 t/m juli 2014. Hierbij wordt dus grof rekening gehouden met gemiddeld 1 jaar reistijd, terwijl de Cl-concentratie van het regenwater op andere afstanden tot de HWL berekend wordt met de gefitte powerfunctie $Cl_P = 7.6055\ X^{-0.540}$ voor de meetpunten KB1 en WB2, waarin X in km.
Het resultaat in Tabel 8.7 komt met Eq.3.2 uit op een overall gemiddelde van ca. 40% grondwateraanvulling bij een gemiddeld jaartotaal van de neerslag van 986 mm/jaar, en met Eq.7.1 bedraagt het ca. 33%. Beide getallen zijn aan de (erg) lage kant voor de dominante begroeiingstypen (kaal en gras) met het hoge neerslagcijfer, als we deze vergelijken met de geschatte waarden van R in Tabel 8.4 (R = 50-75%). Er zijn hierbij natuurlijk diverse kanttekeningen te plaatsen. De kale plots 5 en 17A liggen langs de stroomafwaartse oever van een kwelplas waarin open water verdamping optreedt, en kale plot 9 is van geringe omvang en waarschijnlijk beïnvloed door laterale stroming vanuit omringend dichter begroeid terrein. Het gebrek aan Cl-opnames van het grondwater in de jaren 2012 en 2013 kan bijdragen aan relatief hoge Cl_G-waarden, waardoor R/P laag uitvalt. Eq.3.2 lijkt overigens realistischer waarden op te leveren dan Eq.7.1.

TABEL 8.7. Berekening van de fractie natuurlijke grondwateraanvulling (R/P) voor de 10 meetlocaties uit Tabel 8.4, op basis van de Cl Massabalans.
Cl_G, Cl_P = Cl-concentratie in resp. grondwater en bulk regenwater; f_{ID} = geschatte correctiefactor voor extra interceptie depositie t.o.v. regencollector volgens Stuyfzand (1993); X = kortste afstand tot hoogwaterlijn; KB1, WB2 = regenvangers te resp. Kattendel en Wieringen; P, R = resp. bruto neerslag en grondwateraanvulling.

Loc. nr.	X	Veg	Cl_G	Cl-KB1	Cl-WB2	A	B	Cl_P	f_{ID}	R/P	R/P
	m	in 2011	mg/L	mg/L	mg/L	in $Cl_P = A\ X^B$		mg/L		Eq.7.1	Eq.3.2
1	406	grass	40.3	17.4	9.2	7.6055	-0.540	12.4	1.40	0.43	0.46
3	164	grass+salix	93.0	17.4	9.2	7.6055	-0.540	20.2	1.50	0.33	0.36
4	222	grass	71.7	17.4	9.2	7.6055	-0.540	17.1	1.40	0.33	0.39
5	236	bare #	68.1	17.4	9.2	7.6055	-0.540	16.6	1.10	0.27	0.39
9	811	bare $	37.7	17.4	9.2	7.6055	-0.540	8.5	1.10	0.25	0.37
10	640	grass	43.9	17.4	9.2	7.6055	-0.540	9.7	1.40	0.31	0.36
12	489	dune shrub	76.3	17.4	9.2	7.6055	-0.540	11.2	2.00	0.29	0.28
16	692	grass+shrubs	37.8	17.4	9.2	7.6055	-0.540	9.3	1.60	0.39	0.39
17A	1599	bare #	19.9	17.4	9.2	7.6055	-0.540	5.9	1.10	0.33	0.44
E	225	grass	56.7	17.4	9.2	7.6055	-0.540	17.0	1.40	0.42	0.45
n=3	882	bare	41.9	17.4	9.2	7.6055	-0.540	10.3	1.10	0.28	0.40
n=4	373	grasses	53.1	17.4	9.2	7.6055	-0.540	14.1	1.40	0.37	0.41

Eq.7.1: $R/P = f_{ID}\ Cl_P / Cl_G$ Eq.3.2: $R/P = (Cl_P / Cl_G)^{2/3}$ where $P = f_P\ P$, and $Cl_G = Cl_R$
 # = influenced by flow-through lake $ = possibly influenced by surrounding grass vegetation

8.10.2 Cl-piekmatching in grondwater

Jaarlijkse fluctuaties en seizoensfluctuaties in de Cl concentratie van regenwater kunnen in gunstige gevallen teruggevonden worden in ondiep grondwater (→ § 7.2). Een succesvol voorbeeld staat in Fig.8.11. Het betreft een meetpunt dicht bij de grondwaterscheiding in terrein met homogene, mossenrijke begroeiing, waar het Cl-verloop op 3 diepten in de tijd vervolgd is en vergeleken met de gemeten lokale Cl-input. Deze methode van *sequential history matching* is door Stuyfzand (1993) op meerdere meetpunten succesvol toegepast.
In de onderhavige situatie is getracht via een snapshot-opname van het verticale Cl-verloop te komen tot herkenning van Cl-pieken in de neerslag. Deze techniek wordt gerekend tot *spatial history matching*.

De meetresultaten zijn in Fig.8.12 geplot voor 9 van de 9-10 meetlokaties in Tabel 8.4-8.7. Hoewel er voor elk meetpunt 3-5 diepteprofielen beschikbaar zijn, blijkt Cl-piekmatching in het ondiepe grondwater in de onderzochte duinvalleien (elk met significante laterale grondwaterstroming) minder eenvoudig dan in de onverzadigde zone (op de hogere duinhellingen). Er traden n.l. aanvullende complicaties op vooral door: (i) deze laterale grondwaterstroming (Fig.8.10); (ii) stroomopwaartse menging in kwelplassystemen (meetpunten 4, 5 en 17A); (iii) variaties in grondwaterstand (Fig.8.10) en maaiveldhoogte (vooral bij 3, 4, 12 en E); (iv) verschil in seizoen van de profielopname (september 2011, april 2014 en juli 2015); en (v) op sommige plekken sterke vegetatieveranderingen t.g.v. de ingrepen (vooral bij 3, 12 en E).

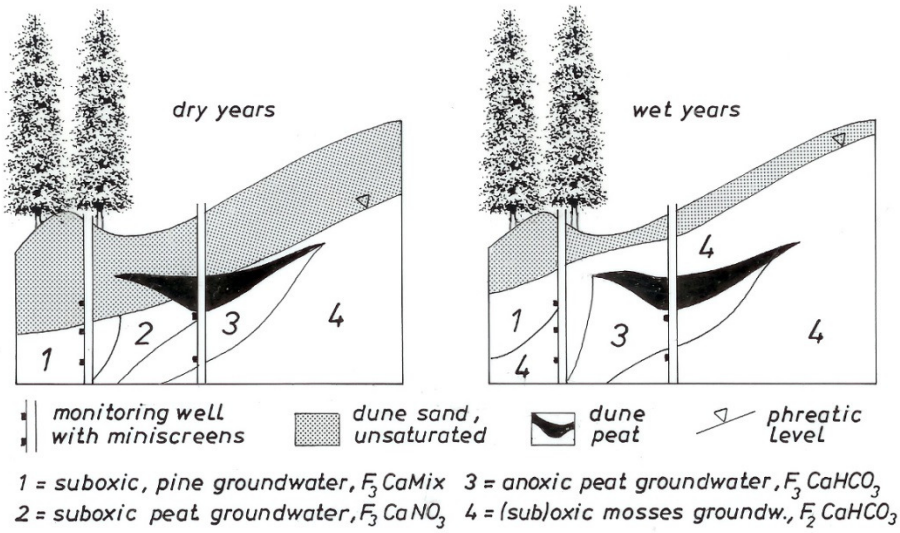


FIG. 8.10. Kleinschalige complicaties in de chloride massabalans methode en in Cl-piekmatching door periodieke (droge/natte jaren of droge/natte seizoenen) verschuivingen in ruimtelijke positie van vegetatie- of veengebonden watersoorten bij een sterke laterale component in de grondwaterstroming (naar Stuyfzand 1993).

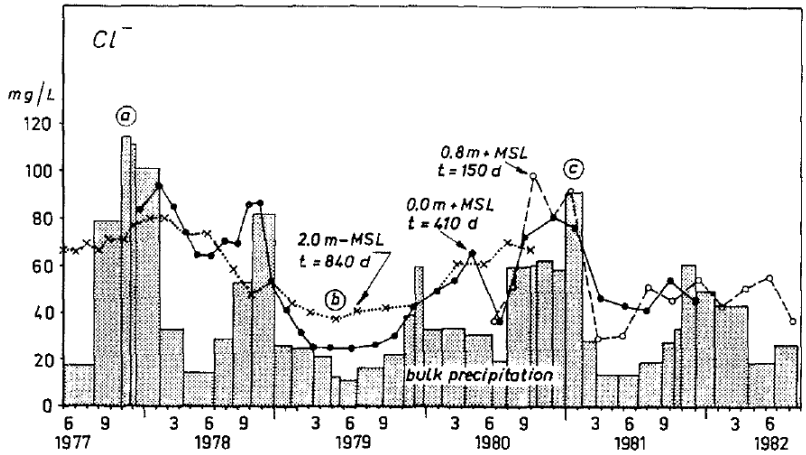


FIG. 8.11. Seizoensfluctuaties in Cl-concentratie in bulk regenval ten zuiden van Zandvoort (Tilanuspad) en het bovenste grondwater onder mossen op 3 dieptes (plot 24H.470; Tilanuspad). Naar Stuyfzand (1993). De horizontale tijdas geldt voor bulk regenval, èn, na verschuiving terug in de tijd ter verkrijging van de beste overlap met het neerslagsignaal, voor het grondwater.
Uit de tijdsverschuiving volgt de aangegeven ondergrondse reistijd van maaiveld (2.8 m+MSL) tot de aangegeven diepte in het grondwater. Elke regenwaterstaaf vertegenwoordigt een 0.1 m dikke laag regenwater. De berekende lokale R/P bedroeg [0.4*365/(260/0.8)]/0.855 = 0.53 op basis van de verticale Cl-verplaatsing tussen 0.8 en 0 m+NAP, de gemiddelde bruto neerslag in 1980-1981 (0.855 m/j) en een effectieve porositeit van 0.4.

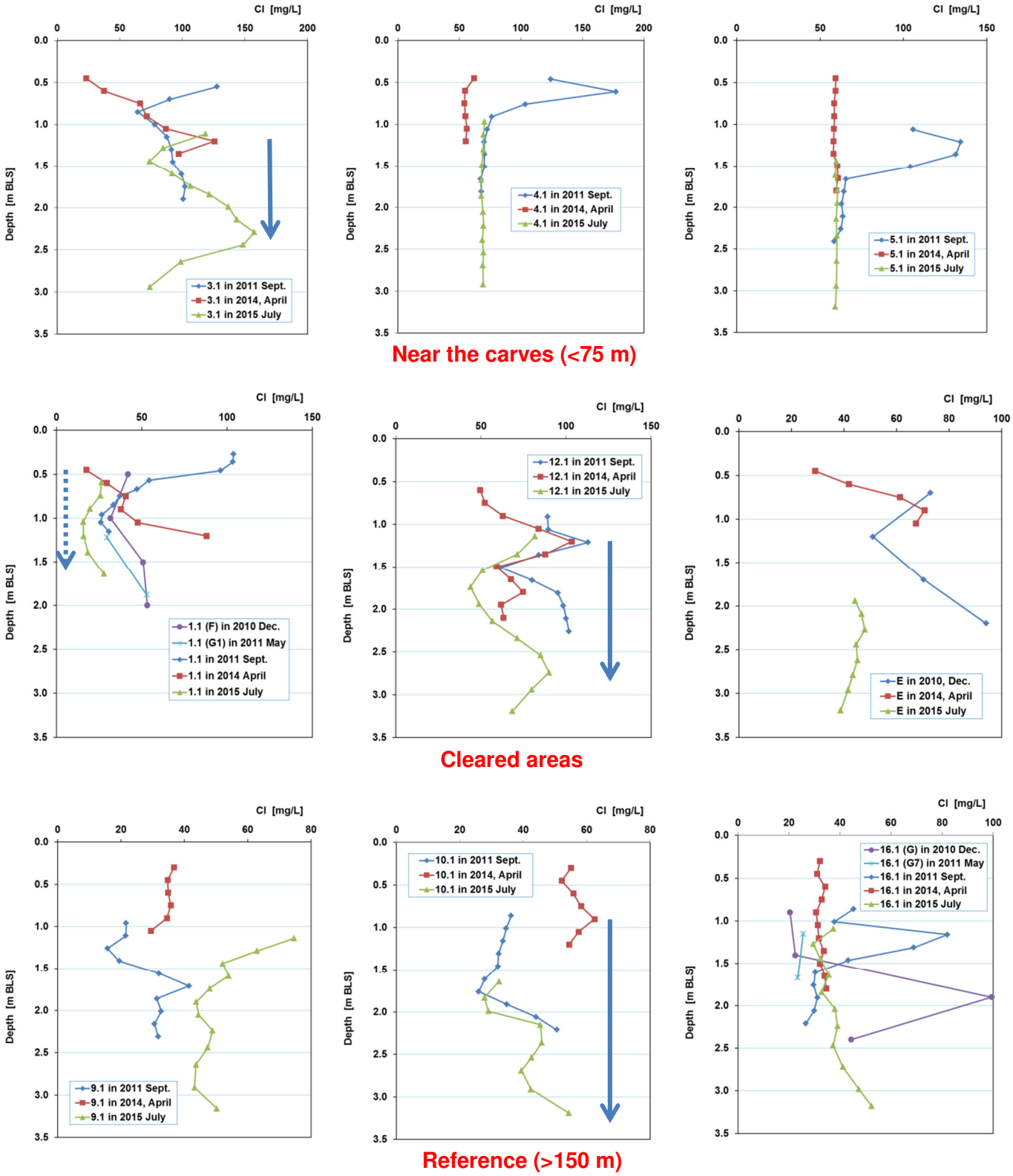


FIG. 8.12. Cl-diepteverloop in bovenste grondwater op 9 locaties, in (2010), 2011, 2014 en 2015. Nummering X.1 correspondeert met X in Tabel 8.4 (Lokatiekenmerken) en Fig.8.7 (Ligging). Positie van grondwaterspiegel ~0.2 m boven bovenste monster.
Doorgetrokken pijl = waarschijnlijke benedenwaartse verplaatsing van Cl-piek in periode medio april 2014 tot medio juli 2015. Gestippelde pijl = waarschijnlijke, benedenwaartse verplaatsing van bovenste Cl-waarneming in 2014, in periode medio april 2014 tot medio juli 2015.

De ondervonden complicaties in spatial peak matching, aan de hand van 1 enkele opname van het verticale Cl-profiel, zijn inderdaad zo groot, dat nader onderzoek gewenst is om solide conclusies uit de data te trekken.
Vergelijking van Cl-pieken in profielen op dezelfde locatie maar op verschillende momenten leverde echter voor 5 profielen (tamelijk) duidelijke conclusies op over de zaksnelheid van het grondwater (Fig.8.12). Dit betreft dus eigenlijk sequential peak matching. De resultaten van de meetwaarden en interpretatie staan in Tabel 8.8.
De filtersnelheid is berekend met effectieve porositeit n = 0.4, zonder (v_Z) en met correctie voor een grondwaterstandsdaling ($v_{Z\text{-}CORR}$). Deze zijn als volgt bepaald:

$$v_Z = n\,[peak\downarrow] / \Delta t \qquad (8.2A)$$

$$v_{Z\text{-}CORR} = n\,[peak\downarrow - (GWT\downarrow - LS\uparrow)] / \Delta t \qquad (8.2B)$$

waarin: peak↓ = benedenwaartse verplaatsing van Cl-piek in profiel [m]; GWT↓ = grondwaterstandsdaling [m t.o.v. MV]; LS↑ = ophoging maaiveld [m]; Δt = tijd tussen beide opnames [j].

Aangenomen is dat $v_{Z\text{-}CORR}$ vrijwel equivalent is aan R. De in Tabel 8.8 berekende waarden van R/P volgens de piekzakking berusten hierop en sluiten matig aan bij de met de Cl-Massabalans berekende R/P-waarden. Een belangrijke kanttekening hierbij is, dat de meetwaarden een tijdsinterval van 1.3 jaar kennen, waarbij de maanden april t/m juli dubbel vertegenwoordigd zijn. Dit leidt zeker tot een onderschatting van de R/P-waarden.

TABEL 8.8. Berekening van de fractie natuurlijke grondwateraanvulling (R/P) voor 5 van de 9 meetlocaties uit Fig.8.12, op basis van de Cl-piek-daling in Fig.8.12. Tevens is aangegeven R/P volgens de Cl-Massabalans.
GWT = grondwaterstand; BLS = -MV; LS = MV; P-2014 = jaartotaal bruto neerslag te Wieringen incl. 8% windcorrectie [m]; P, R = resp. bruto neerslag en grondwateraanvulling. Zie verder ad Eq.8.2.

Loc. nr.	peak ↓	GWT [m BLS]		GWT ↓	LS ↑	GWT-corr peak ↓	P-2014	v_Z	$v_{Z\text{-}CORR}$	R/P	
	m	2014	2015	m	m	m	m/year			peak	Cl-MB
1	1.15	0.15	0.5	0.35	0.00	0.80	0.615	0.902	0.35	0.25	0.27	0.46
3	1.10	0.3	0.98	0.68	0.30	0.72	0.554	0.902	0.34	0.22	0.25	0.36
10	2.40	0.15	1.25	1.10	0.00	1.30	1.000	0.902	0.74	0.40	0.44	0.36
12	1.40	0.45	0.8	0.35	0.00	1.05	0.808	0.902	0.43	0.32	0.36	0.28
E	2.80	0.7	1.63	0.93	0.10	1.97	1.515	0.902	0.86	0.61	0.67	0.45

8.10.3 Aanbevelingen

- Toepassing van de Cl-Massabalans methode en Cl-piekmatching vergt in kustduinen een extra grondige selectie van geschikte meetlokaties, om de vele complicerende factoren zoveel mogelijk uit te sluiten.
- Of de zeer aanzienlijke instuiving van zand, met name zout strandzand, bijdraagt aan de zeezout-toename dient nader onderzocht te worden. Deze bijdrage is niet verdisconteerd in de Cl-Massabalans methode, en zou op meetpunten bij de zeereep en kerven de (te) laag berekende grondwateraanvulling kunnen verklaren.

9 De transformatie van regenwater in ondiep duingrondwater volgens REACTIONS+

9.1 Toename TDS en ontleding in diverse bijdragen

Fig.9.1 laat zien dat de chemische samenstelling van bulk regenwater op KB1 fors veranderd is wanneer het doordringt tot de bovenste laag grondwater in Kattendel bij boring 3. Enerzijds neemt de concentratie van totaal opgeloste stoffen (TDS) bijna 20 maal toe, en anderzijds wijzigt ook de bijdrage hieraan van 5 onderscheiden stofgroepen, te weten de sterke zuren, mariene ionen (zeezouten), bestanddelen van organische stof, uit (aluminium)silicaten (AlSi) en carbonaatmineralen (XCO3) vrijkomende stoffen.
De sterke atmosferische zuren worden volledig geneutraliseerd door oplossing van kalk en in veel mindere mate (aluminium)silicaten, terwijl de aanzienlijke kalkoplossing door CO_2-productie in de onverzadigde zone zorgt voor verkleining van het aandeel zeezouten en organische stof.
De berekeningen die ten grondslag liggen aan Fig.9.1 zijn verricht met HGC en worden nader verklaard in Bijlage 3. In de volgende paragrafen gaan we de achterliggende processen nader identificeren en kwantificeren met REACTIONS+.

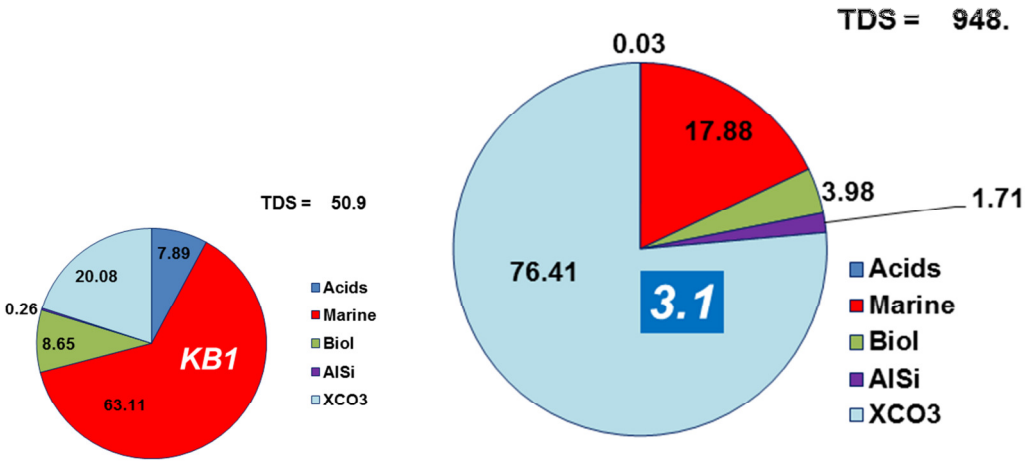


FIG. 9.1. Taartdiagram met de procentuele bijdrage van 5 stofgroepen aan de samenstelling van bulk regenwater op KB1 (links) en van de bovenste meter grondwater op meetpunt 3 (rechts), beiden in Kattendel. De bijdragen zijn van resp. sterke zuren (acids), mariene ionen, organisch materiaal (biol), uit (aluminium)silicaten (AlSi) en carbonaatmineralen (XCO3) vrijkomende stoffen.

9.2 Principe van REACTIONS+

Met een chemische massabalans kunnen we de aard en omvang van alle relevante fysisch-chemische processen (zoals verdamping en atmosferische depositie) en hydrogeochemische reacties identificeren en kwantificeren, die optreden wanneer water zich langs een stroombaan verplaatst van A naar B. Voorbeelden zijn de transformatie van regenwater in grondwater, infiltrerend oppervlaktewater in oeverfiltraat, of grondwater tijdens

zijn verplaatsing in de ondergrond van A naar B. Dit gebeurt door voor alle betrokken waterkwaliteitsparameters de massaoverdracht te berekenen, die nodig is om de gemeten gemiddelde input (b.v. ondiep grondwater) te veranderen in de output (b.v. zoals gemeten in een pompput). Als de output niet alleen bestaat uit de input na zekere bodempassage, maar tevens uit bijgemengd grondwater van andere herkomst, dan kan daarvoor gecorrigeerd worden via het zogenaamde ontmengen van 2 eindleden.
Om op relatief eenvoudige wijze de massabalans te bepalen heeft Stuyfzand (2011) het Excel-programma *Reactions+* (afgekort R+) ontwikkeld en nader beschreven. Die versie was geschikt voor infiltrerend oppervlaktewater of grondwater als startpunt, maar niet voor regenwater op een landoppervlak. Daartoe is R+ de afgelopen jaren uitgebreid (R+7) met de processen evapoconcentratie, atmosferische depositie van gassen, en opname (of afgifte) door biomassa in de pedosfeer. Daarbij zijn onderdelen uit het model DUVELCHEM (Stuyfzand 2010) overgenomen om deze complexe processen te vereenvoudigen door ze afhankelijk te stellen van het begroeiingstype, het jaartotaal van de neerslag en de atmosferische depositiefactor.
Voor de betreffende locatie dient het begroeiingstype te worden aangegeven in cel Y3 waarbij keuze uit een oplopende reeks van 1 (kaal, onbegroeid) tot 10 (dicht dennenopstand met ondiepe grondwaterstand). Het jaartotaal van de neerslag in cel BO8 beïnvloedt vooral de vegetatieafhankelijke evapoconcentratiefactor f_E. En de atmosferische depositiefactor in cel AD3 beïnvloedt de depositie van (potentieel) zuurvormende gassen (NO_X, SO_X, NH_Y, HCl, HF), zodat rekening gehouden kan worden met regionale of temporele verschillen in depositie.
In het onderhavige geval gaat het dus om de transformatie van regenwater in ondiep grondwater, met als invoer aan de bovenzijde de gemeten kwaliteitsparameters van bulk regenwater, de geschatte vegetatie-afhankelijke evapoconcentratiefactor waarbij het jaartotaal van de regenval meespeelt, en de atmosferische depositiefactor, die afhangt van de periode en locatie in Nederland. Aan de onderzijde volgt de invoer van de gemeten kwaliteitsparameters van het ondiepe duingrondwater (Fig.9.2).
Vervolgens gaat bijna alles vanzelf; bijna, want het kan noodzakelijk zijn om diverse default settings te veranderen totdat een correcte overall balans wordt verkregen. Dit wordt bereikt als de berekende output (calculated sum) de gemeten output voldoende benadert. Essentieel is dat de berekende calibratietermen HCO_3 en pH dan goed overeenkomen met de gemeten output.
In R+ zijn 46 reacties voorgeprogrammeerd (Tabel 9.1), waarvan het gros eenvoudig op non-actief kan worden gesteld. In een gekoppeld Excel sheet (Fig.9.4) wordt vervolgens berekend hoe snel reactieve bodembestanddelen zoals kalk, pyriet en organische stof uitlogen, en hoe lang het duurt eer deze op zekere diepte opgesoupeerd zijn. Dat vergt natuurlijk wel de input van enkele systeemparameters en de initiële gehalten aan bij de reacties betrokken bodembestanddelen.

9.3 Toepassing op ondiep duingrondwater vlak achter de zeereep

Met R+ is de gemiddelde massabalans bepaald voor ondiep duingrondwater vlak achter de zeereep op meetpunt 3 in Kattendel in september 2011 (#3 in Tabel 8.3), met als input bulk regenwater zoals verzameld met collector KB1 in Kattendel in de periode sept. 2011 – sept. 2012 (zie Tabel 6.9). Meetpunt 3 bevindt zich op 164 m van de HWL in een duinvallei met destijds veel grassen en enige kruipwilg (Fig.2.10D). Het hydrochemische profiel van boring 3 is weergegeven in Fig.8.6 D-F.
Het resultaat van de massabalans staat in Fig.9.2, en de daaruit afgeleide uitloging van de aquifer t.a.v. reactieve bodembestanddelen volgt in Fig.9.4.

TABEL 9.1. Overzicht van de 46 voorgeprogrammeerde reacties in REACTIONS+, waarvan de voor dit onderzoek relevante reacties gemarkeerd zijn met 'yes'.

	Proces	Reaction equation or elements involved	No.	Note	here
Initial	Evapoconcentration	All dissolved ions, gases excluded	1	A	yes
	Atmospheric gases	$+ SO_2 + NO_x + NH_3 + HF + HCl$	2	B	yes
	Unsat zone + Convection	$+ O_2 + CO_2 - CH_4$, (Cl-out - Cl-in)	3	C	yes
	Filtration suspended matter	Silt-bound elements like Al, Fe, Mn,	4		no
	Nitrification	$2O_2 + NH_4^+ + 2HCO_3^- \rightarrow NO_3^- + 2\ CO_2 + 3H_2O$	5		yes
	Storage in biomass	$NO_3^-, NH_4^+, PO_4^{3-}, SO_4^{2-}, Mn^{2+}, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, SiO_2, -H^+, -DOC$	6	D	yes
	DOC oxidation	$0.5O_2 + 0.4NO_3^- + CH_2O\text{-}DOC \rightarrow 0.6CO_2 + 0.4HCO_3^- + 0.2N_2 + 0.8H_2O$	7	E	yes
Redox 1	O2 oxidizing FeS2	$3.75\ O_2 + FeS2 + 4\ HCO_3^- \rightarrow Fe(OH)_3 + 2\ SO_4^{2-} + 4\ CO_2 + 0.5\ H_2O$	8	F	no
	NO3 oxidizing FeS2	$2.8\ NO_3^- + FeS2 + 0.8\ CO2 + 0.4\ H2O \rightarrow Fe^{2+} + 2\ SO_4^{2-} + 0.8\ HCO_3^- + 1.4\ N_2$	9	F	no
	O2 oxidizing FeCO3	$O_2 + 4FeCO_3 + 6H_2O \rightarrow 4Fe(OH)_3 + 4CO_2$	10	G	no
	O2-reduction	$O_2 + CH_2O \rightarrow CO_2 + H_2O$	11		yes
	NO3-reduction	$4NO_3^- + 5CH_2O \rightarrow 2N_2 + CO_2 + 4HCO_3^- + 3H_2O$	12		yes
	MnO2-reduction	$MnO_2 + 0.5CH_2O + 1.5CO_2 + 0.5H_2O \rightarrow Mn^{2+} + 2HCO_3^-$	13		yes
	Fe(OH)3 reduction	$Fe(OH)_3 + 0.25CH_2O + 1.75CO_2 \rightarrow Fe^{2+} + 2HCO_3^- + 0.75H_2O$	14	H, i	yes
	SO4-reduction (FeS2)	$2SO_4^{2-} + 3.5CH_2O + Fe^{2+} \rightarrow FeS_2 + 2HCO_3^- + 1.5CO_2 + 2.5H_2O$	15	i	yes
	SO4-reduction (no Fe)	$SO_4^{2-} + 2\ CH_2O \rightarrow HS^- + HCO_3^- + CO_2 + H_2O$	16	i	no
	CH4-formation	$CO_2 + 2CH_2O \rightarrow CH_4 + 2CO_2$	17	i	no
Dissolution	Gibbsite	$Al(OH)_3 + 3\ H^+ \leftrightarrow Al^{3+} + 3\ H_2O$	18		no
	Ferrihydrite	$Fe(OH)_3 + 3\ H^+ \leftrightarrow Fe^{3+} + 3\ H_2O$	19		no
	Calcite or aragonite	$CaCO_3 + CO_2 + H_2O \leftrightarrow Ca^{2+} + 2HCO_3^-$	20	J	yes
	Dolomite	$CaMg(CO_3)_2 + 2CO_2 + 2H_2O \leftrightarrow Ca_{2+} + Mg^{2+} + 4HCO_3^-$	21	J	no
	Siderite	$Fe_xMn_{1-x}CO3 + CO_2 + H_2O \leftrightarrow x\ Fe^{2+} + (1-x)\ Mn^{2+} + 2\ HCO_3^-$	22	G	no
	Vivianite	$Fe_3(PO_4)_2{\cdot}8H_2O + + 4\ CO_2 \leftrightarrow 3\ Fe^{2+} + 2\ H_2PO_4^- + 4\ HCO_3^- + 4\ H_2O$	23		no
	Apatite	$Ca_5(PO_4)_3OH + 7CO_2 + 6\ H_2O \leftrightarrow 5\ Ca^{2+} + 3\ H_2PO_4^- + 7HCO_3^-$	24		no
	Barite	$BaSO_4 \leftrightarrow Ba^{2+} + SO_4^{2-}$	25		no
	Gypsum	$CaSO_4.2H_2O \leftrightarrow Ca^{2+} + SO_4^{2-}$	26	K	no
	Halite	$NaCl \leftrightarrow Na + Cl$	27		no
	Anorthite	$CaAl_2Si_2O_8 + 2H^+ + 6\ H_2O \rightarrow Ca^{2+} + 2\ H_4SiO_4 + 2\ Al(OH)_3$	28		no
	Orthoclase	$KAlSi_3O_8 + H+ + 7\ H_2O \rightarrow K^+ + 3\ H_4SiO_4 + Al(OH)_3$	29		no
	Illite	$K_{0.6}\ Mg_{0.25}\ Al_{2.3}\ Si_{3.5}\ O_{10}\ (OH)_2 + 1.1\ H^+ + 8.9\ H_2O \rightarrow 0.6\ K^+ + 0.25\ Mg^{2+} + 3.5\ H_4SiO_4 + 2.3\ Al(OH)_3$	30		no
	Olivine	$MgFeSiO_4 + 4H^+ \rightarrow H_4SiO_4 + Mg^{2+} + Fe^{2+}$	31		no
	Biotite	$Mg_2FeKAlSi_3O_{12}H_2 + 7H^+ + 3H_2O \rightarrow Al(OH)_3 + 3H_4SiO_4 + 2Mg^{2+} + Fe^{2+} + K^+$	32		no
	Albite	$NaAlSi_3O_8 + H^+ + 7\ H_2O \rightarrow Na^+ + 3\ H_4SiO_4 + Al(OH)_3$	33		no
	Quartz or opal	$SiO_2 + 2\ H_2O \leftrightarrow H_4SiO_4$	34		yes
Exch + transf.	Internal acid buffering	$HCO_3^- + H^+ \leftrightarrow H_2O + CO_2$	35		yes
	Uncharged species sorption	DOC, H_4SiO_4, H_3BO_3, $As(OH)_3$ (any combination)	36		yes
	Cation exchange	$Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, NH_4^+, Fe^{2+}, Mn^{2+}, H^+, Al^{3+}$, TEs (any combination)	37		yes
	Anion Exchange	$SO_4^{2-}, HCO_3^-, PO_4^{3-}, OH^-, F-, CrO_4^{2-}$ (any combination)	38		yes
	Transformation kaolinite	$H_4SiO_4 + 0.2\ Na^+ + 0.2\ Mg^{2+} + 0.6\ HCO_3^- + 0.3\ Al_2Si_2O_5(OH)_4 \leftrightarrow 0.6\ CO_2 + 0.4\ Na_{0.5}Al_{1.5}Mg_{0.5}Si_4O_{10}(OH)_2 + 2.5\ H_2O$	39		no
Redox 2	Hornblende oxidation + dissolution	$7\ Ca_3NaMg_3Fe^{II}{}_3\ Al_2Fe^{III}\ (Si_4O_{11})_4(OH)_4 + 103\ H^+ + 5.25\ O_2 + 169.5\ H_2O \rightarrow 21\ Ca^{2+} + 7\ Na^+ + 20\ Mg^{2+} + 28\ Fe(OH)_3 + 90\ H_4SiO_4 + 6\ Mg_{.167}Al_{2.33}Si_{3.67}O_{10}(OH)_2$	40		no no
	CH4 oxidation by Fe(OH)3	$CH_4 + 8\ Fe(OH)_3 + 15\ CO_2 \rightarrow 8\ Fe^{2+} + 16\ HCO_3^- + 6\ H_2O$	41		no
	SO4 reduction by CH4	$CH_4 + SO_4^{2-} + Fe^{2+} + (n-2)\ H_2O \rightarrow FeS{\cdot}nH_2O + CO_2$	42	L	no
	H2S oxidation by Fe(OH)3	$H_2S + 8\ Fe(OH)_3 + 14\ CO_2 \rightarrow 8\ Fe^{2+} + SO_4^{2-} + 14\ HCO_3^- + 6\ H_2O$	43		no
	MnO2 reduction by Fe2+	$MnO_2 + 2\ Fe^{2+} + 2\ HCO_3^- + 2\ H_2O \rightarrow 2\ Fe(OH)_3 + Mn^{2+} + 2\ CO_2$	44		no
	Fe2+ oxidation by O2	$Fe^{2+} + 0.25\ O_2 + 2\ HCO_3^- + 0.5\ H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 2\ CO_2$	45	L	no
	Fe2+ oxidation by NO3	$Fe^{2+} + 0.2\ NO_3^- + 1.8\ HCO_3^- + 0.6\ H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 0.1\ N_2 + 1.8\ CO_2$	46		no
	Mn2+ oxidation by O2	$Mn^{2+} + 0.5\ O_2 + 2\ HCO_3^- \rightarrow MnO_2 + 2\ CO_2$	47	L	no

A = concentration by evapo(transpi)ration, to be defined in cell D3
B = dry deposition of acidifying strong acids, as depending on regional input strength (to be scaled in cell AD3)
C = In unsaturated zone, additional O2 and CO2 input, or CH4 output. And matching of Cl-input to Cl-output incl. associated salts via Cl-regression.
D = Storage in biomass as function of vegetation type to specify in cell Y3; E = DOC oxidation, set at 50% by O2 and 50% by NO3. May need adaptation.
F = pyrite composition regarding As, Co, Ni and Zn specified in V62:AG68; G = siderite composition specified in V62:AG68
H = ferrihydrite (HFO) composition specified in V62:AG68; i = SOM (CH2O) composition including NH4 and PO4 according to Redfield equation
J = calcite composition specified in V62:AG68; K = gypsum composition specified in V62:AG68; L = often associated with mixing in wells or spring

In Fig.9.2 zien we of concluderen hieruit het volgende:

- Het ondiepe duingrondwater ter plaatse van meetpunt 3 is verondersteld te bestaan uit geïnfiltreerd bulk regenwater met samenstelling ongeveer zoals opgevangen met collector KB1, na 54% indamping (ingeschat via begroeiingstype), hetgeen leidt tot een evapoconcentratiefactor f_E = 2.15 (cel D3). De samenstelling van het regenwater staat in Fig.9.2 op regel 7, en dat van het ondiepe grondwater op regel 60.
- Door optredende seizoensfluctuaties en reistijden wijkt de output qua Cl-concentratie af van de ingedampte input, hetgeen automatisch gecorrigeerd is met 1.36 mmol Cl/L en aan Cl gerelateerd SO_4, Na, K, Ca en Mg volgens de voor regen- en zeewater geldende correlaties met Cl. Deze correctie wordt aangeduid als 'Convective transport' (regel 11). Deze correctie omvat tevens de effecten van verschillen in afstand tot HWL. We nemen dus aan dat (i) alle Cl stamt van zeezout, (ii) antropogene Cl inputs (vooral HCl en Cl_2) te verwaarlozen zijn, tenzij anders verondersteld (cel N10), en Cl zich conservatief gedraagt in de bodem.
- Op regel 11 staan ook de extra inputs van gassen (O_2 vanuit de atmosfeer, en CO_2 vanuit plantrespiratie en microbiologische afbraak van BOM) in de onverzadigde zone, en inputs of outputs van methaan (CH_4) en DOC. Er zijn voor meetpunt 3 significante hoeveelheden extra O_2 en vooral CO_2 nodig om de massabalans in orde te krijgen. Dit verklaart zich door de vrij dichte begroeiing ter plaatse.
- Op regel 10 wordt de input van (potentieel) zuurvormende atmosferische gassen verdisconteerd (NO_X, SO_X, NH_Y, HCl, HF), welke afhankelijk gesteld wordt van de concentratie in bulk regenwater ($SO_X = 2\ SO_4^{\#}$), NO_3 ($NO_X = 2\ NO_3$; $NH_Y = 2\ SO_X$) en F (HF = 2 F). De atmosferische depositiefactor is op 1.0 gesteld, hetgeen de default is voor Nederlandse condities.
- De effecten van filtratie zijn op nul gesteld in regel 12, omdat de analysegegevens van het regenwater verricht zijn op de opgeloste fractie (per definitie 0.45 um gefiltreerd).
- De accumulatie in of afgifte van stoffen vanuit biomassa (plantmateriaal, humeuze stoffen in de bodem, organismen etc.) is in regel 14 afhankelijk gesteld van het vegetatietype dat in cel Y3 moet worden ingevoerd. De opname van vooral NO_3, NH_4 en PO_4 is t.o.v. de input relatief groot.
- De samenstelling van het grondwater laat zich vervolgens verklaren door bij de input (ingedampt regenwater) de term convective transport en de extra gasdepositie op te tellen, de opslag in biomassa af te trekken, en de volgende massaoverdracht via bodemreacties, in mmol/L: 4.03 $CaCO_3$ + 1.00 BOM + 0.61 C-Exch + 0,36 $Fe(OH)_3$ + 0.26 SiO_2-kwarts + 0.15 A-Exch + 0.05 MnO_2 - 0.17 (NH_4 + DOC) – 0.05 FeS_2. De positieve getallen betekenen dat deze fasen uit de bodem verdwenen zijn (uitgeloogd) en toegevoegd aan het water, en de negatieve dat zij in de bodem zijn geaccumuleerd (FeS_2) of afgebroken (NH_4 en DOC) en dus verdwenen uit de waterfase. Er is geen moeite gedaan om de SiO_2 oplossing te verdelen over kwarts en silicaatmineralen (voornamelijk veldspaten en b.v. biotiet). Uit R+ volgt dat 5% van de kalk door sterke atmosferisch aangevoerde zuren is opgelost, en 95% door bodem CO_2.
- De 4 belangrijkste bodemreacties zijn dus in volgorde van afnemend belang: kalkoplossing, de oxidatie van organische stof, kationuitwisseling (C-Exch) en de reductieve oplossing van ijzerhydroxiden. Laatstgenoemde zorgt tevens voor een significante toename van As en Mn.

9.4 Toepassing op ondiep duingrondwater in kaal duingebied landinwaarts

Met R+ is ook de gemiddelde massabalans bepaald voor ondiep duingrondwater verder achter de zeereep op meetpunt 17A in Groot Olmen in oktober 2011, met als input bulk regenwater zoals verzameld met collector WB2 in Wieringen in de periode sept. 2011 – september 2012 (zie Tabel 6.9). Meetpunt 17A bevindt zich op 1600 m van de HWL in een zeer grote duinvallei zonder enige begroeiing (Fig.2.10E).

1		R+	Input = mean bulk rainwater KB1; Output = mean quality upper 1.3 m of groundwater drilling #3 in Sept. 2011																													
3		fE = Evapo-concentr. Factor	2.15	4.3 = fE Max = Cl-out/Cl-in						Input watertype =			P					Vegetation type? 1 = bare, 10 = wet pines					5		Atm. dep. factor			1			
4	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	AA	AB	AC	AD	AE	AF	AG
5		Reactions	Oxidants			Acid	Reductants						Other main constituents & parameters											Trace elements							
6			O2	NO3	SO4	CO2	CH4	H2S	NH4	Fe	Mn	DOC	Cl	HCO3	PO4	Na	K	Ca	Mg	SiO2	Temp	pH / H	Al	As	Ba	Co	Cr	F	Ni	Sr	Zn
7	Input	Input (mg/L)	9.8	2.4	4.9	0.7	0.00	0.001	0.64	0.01	0.01	1.40	22.5	2	0.053	12.4	0.50	2	1.5	0.06	16.9	4.80	0.006	0.001	0.002	0.000	0.004	0.023	0.001	0.017	0.018
8		uncorrected (mmol/L)	0.306	0.08	0.11	0.0	6E-05	3E-05	0.076	0.000	0.000	0.251	1.364	0.070	0.001	1.160	0.027	0.129	0.133	0.002	16.9	0.03	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.001
9		corrected (mmol/L)	0.306	0.08	0.11	0.016	0	0	0.07	0.000	0.000	0.25	1.40	0.07	0.001	1.13	0.03	0.13	0.13	0.002	16.9	0.03	5.E-04	4.E-05	3.E-05	2.E-05	2.E-04	3.E-03	2.E-05	4.E-04	6.E-04
10	Initial	Atmospheric gases		0.17	0.04				0.07				0.00									0.17						0.01			
11		Unsat zone + Convection	0.35		0.07	7.66	0					0.00	1.36			1.17	0.03	0.03	0.13									2.E-04		2.E-04	
13		Nitrification	-0.15	0.07		0.15			-0.07					-0.15																	
14		Storage in biomass		-0.09	-0.01				-0.09		-0.001				-0.001		0.00	-0.01	-0.001	-0.01		0.01									
15		DOC oxidation	-0.10	0.00		0.1						-0.10		0.00																	
19	Redox 1	O2-reduction by SOM	-0.40			0.40																									
20		NO3-reduction by SOM		-0.24		0.06								0.24																	
21		MnO2-reduction by SOM				-0.08			0.00		0.050			0.10	0.000																
22		Fe(OH)3 reduction by SOM				-0.63			0.01	0.361				0.72	0.051									3.E-03							
23		SO4-reduction (FeS2) by SOM			-0.11	0.16			0.03	-0.05		0.06		0.22	-0.002									-3.E-04							
28	Diss.	CaCO3				-4.03								8.07				4.03												0.0081	
41		SiO2																		0.26											
42		HCO3 + H <--> H2O +CO2				0.07								-0.07								-0.07									
43	Ex	Uncharged species exchange										1.04								0											
44		Cation exchange							0.07	0.00	0.00					-0.32	0.12	-0.11	0.24			0	-3.E-04		4.E-05	4.E-05			-1.E-06	0.0007	0.000
45		Anion Exchange			0										-0.048							-0.15		-2.E-03			-1.E-04	2.E-03			
55	Output	Calculated Sum [mmol/L]	0.00	0.00	0.106	3.88	0.000	0.000	0.11	0.308	0.049	1.25	2.76	9.20	0.002	1.98	0.17	4.07	0.50	0.25	16.90	6.72	0.0002	5.E-04	7.E-05	6.E-05	8.E-06	0.0102	2.E-05	0.0094	5.E-04
56		Unmixed output [mmol/L]	0.00	0.00	0.106	3.88	0.000	0.00	0.11	0.308	0.049	1.25	2.76	9.13	0.002	1.98	0.17	4.07	0.50	0.25	16.90	6.72	0.0002	5.E-04	7.E-05	6.E-05	8.E-06	0.0102	2.E-05	0.0094	5.E-04
59		Corrected output [mmol/L]	0	0	0.11	3.88	0		0.11	0.308	0.049	1.25	2.76	9.13	0.002	1.98	0.17	4.07	0.50	0.25	16.9	2E-04	2.E-04	5.E-04	7.E-05	6.E-05	8.E-06	1.E-02	2.E-05	9.E-03	5.E-04
60		Measured Output [mg/L]	0	0	9.7	163.0	0.00	0.00	2	17.98	2.84	15	93.3	532	0.20	47.6	7.0	170.4	12.8	15.2	16.9	6.72	0.005	0.036	0.01	0.0034	0.0004	0.194	0.001	0.823	0.032
61		Cl regression input: choose 1-5 from B63:B67			1											1	1	1	1									1		1	
62					ΔX/ΔCl mol-basis																										
63		Option to select on row 61	SO4	Na	K	Ca	Mg		Sr																						
64	1	Ocean water (SMOW)	0.052	0.858	0.019	0.019	0.097		2E-04																						
65	2	Rhine River	0.110	0.832	0.030	0.156	0.032		2E-04																						
66	3	Meuse River																													
67	4	Haringvliet	0.074	0.842	0.019	0.095	0.060		2E-04																						
68	5	Towards brackish groundwater																													
69																															
70		Fraction admixed and infiltrated																													
71		if L67=1 (forced admix), take	0																												
72		unforced admixing	0																												
73		Fraction of input water	1.000																												
74																															

FILL IN ON ROW:		DO NOT FILL IN:	
17.72	= Input	10.40	= reaction controled or calc.
21.00	= measured output	-7.72	= autobalanced
0.4	= admixed groundwater	0	= default setting
FILL IN HERE:		0.04	= unmixed output to be ##
0	= yes unforced (2), yes forced (1) or no (0) admixing	25.18	= calibration term

mol-basis	Mn	As	Mg	Ca	Co	PO4	Ni	Sr	Zn
FeS2	0	0.006	0	0	0.004	0	0.01	0	0.04
Fe(OH)3	0	0.009	0	0		0.14		0	
FeCO3	0.05	0	0	0		0		0	
CaMgCO3	0	0	0.499	0.5		0		0.001	
CaCO3	0	0	0	0.998		0		0.002	
CaSO4.2H2O	0	0	0	0.984		0		0.016	

A-Exch	0.151	CaMg(CO3)2	0	Fe2+ oxid	0.00	FeS2	-0.05	NH4 + DOC	-0.17	Atm. strong acids	0.54	mmol/L
C-Exch	0.61	CaSO4.2H2O	0	Fe(OH)3	0.36	MnO2	0.050	SiO2 (Qz+opal)	0.26	CO2 unsat. zone	7.68	mmol/L
CaCO3	4.03	CH2O	1.00	FeCO3	0	NaCl	0	SiO2 (silicates)	0.00	% strong acid input	6.6	%
Changes in mineral composition #												

FIG. 9.2. Screen dump van het hoofdgedeelte van massabalans programma REACTIONS+ (in Excel spread sheet) voor de transformatie van bulk regenwater in ondiep grondwater in Kattendel. Alleen de 16 relevante reactievergelijkingen (van de in totaal 46) zijn getoond. SOM = Soil Organic Material.

1		R+	Input = mean bulk rainwater KB1; Output = mean quality upper 1.3 m of groundwater drilling #17A in Oct. 2011																													
3		fE = Evapo-concentr. Factor	1.29	1.3 = fE Max = Cl-out/Cl-in						Input watertype =			P					Vegetation type? 1 = bare, 10 = wet pines					2		Atm. dep. factor			1			
4	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	AA	AB	AC	AD	AE	AF	AG
5		Reactions	Oxidants			Acid	Reductants						Other main constituents & parameters											Trace elements							
6			O2	NO3	SO4	CO2	CH4	H2S	NH4	Fe	Mn	DOC	Cl	HCO3	PO4	Na	K	Ca	Mg	SiO2	Temp	pH / H	Al	As	Ba	Co	Cr	F	Ni	Sr	Zn
7	Input	Input (mg/L)	10.9	2.3	3.0	0.7	0.00	0	0.71	0.01	0.004	1.40	11.7	1	0.041	6.7	0.30	1	0.8	0.04	11.9	4.70	0.006	0.001	0.002	0.0003	0.004	0.018	0.0004	0.007	0.021
8		uncorrected (mmol/L)	0.34	0.05	0.04	0.0	0	0	0.051	0.000	0.000	0.151	0.426	0.021	0.001	0.376	0.010	0.029	0.042	0.001	11.9	0.03	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000
9		corrected (mmol/L)	0.34	0.05	0.04	0.016	0	0	0.05	0.000	0.000	0.15	0.44	0.02	0.001	0.37	0.01	0.03	0.04	0.001	11.9	0.03	3.E-04	2.E-05	1.E-05	7.E-06	1.E-04	1.E-03	9.E-06	1.E-04	4.E-04
10	Initial	Atmospheric gases		0.10	0.03				0.06				0.00									0.10						0.00			
11		Unsat zone + Convection	0.17		0.00	0.84	0					0.00	0.01			0.00	0.00	0.00	0.00									7.E-07		9.E-07	
13		Nitrification	-0.10	0.05		0.10			-0.05					-0.10																	
14		Storage in biomass		-0.01	0.00				-0.01		0.000				0.000		0.00	0.00	0.000	0.00		0.00									
15		DOC oxidation	-0.10	0.00		0.10						-0.10		0.00																	
19	Redox 1	O2-reduction by SOM	-0.13			0.13																									
20		NO3-reduction by SOM		-0.13		0.03								0.13																	
21		MnO2-reduction by SOM				-0			0.00		0.000			0.00	0.000																
22		Fe(OH)3 reduction by SOM				-0			0.00	0.000				0.00	0.000									4.E-06							
28	Diss.	CaCO3				-1.02								2.04				1.02												0.0020	
41		SiO2																		0.07											
42		HCO3 + H <--> H2O +CO2				0.08								-0.08								-0.08									
43	Ex	Uncharged species exchange										0.12								0											
44		Cation exchange							-0.04	0.00	0.00					-0.02	0.01	-0.07	0.06			0	-1.E-04		2.E-05	-9.E-06			-2.E-05	-0.0008	0.000
45		Anion Exchange			-0.03										0.003							-0.04		-9.E-06			-1.E-04	7.E-03			
55	Output	Calculated Sum [mmol/L]	0.17	0.05	0.043	0.30	0.000	0.000	0.00	0.001	0.000	0.17	0.44	2.00	0.004	0.35	0.02	0.97	0.10	0.07	11.90	7.25	0.0001	3.E-05	3.E-05	5.E-06	1.E-05	0.0108	5.E-06	0.0014	3.E-05
56		Unmixed output [mmol/L]	0.17	0.05	0.043	0.30	0.000	0.00	0.00	0.001	0.000	0.17	0.44	1.92	0.004	0.35	0.02	0.97	0.10	0.07	11.90	7.23	0.0001	3.E-05	3.E-05	5.E-06	1.E-05	0.0108	5.E-06	0.0014	3.E-05
59		Corrected output [mmol/L]	0.172	0.048	0.04	0.30	0		0.00	6E-04	4E-05	0.17	0.44	1.92	0.004	0.35	0.02	0.97	0.10	0.07	11.9	6E-05	1.E-04	3.E-05	3.E-05	5.E-06	1.E-05	1.E-02	5.E-06	1.E-03	3.E-05
60		Measured Output [mg/L]	5.5	3.2	4.4	14.0	0.00	0.00	0.03	0.031	0.002	2	16.8	126	0.37	7.5	0.8	36.2	2.2	4.1	11.9	7.23	0.004	0.002	0.0042	0.0003	0.0005	0.206	0.0003	0.12	0.002
61		Cl regression input: choose 1-5 from B63:B67			1											1	1	1	1									1		1	
62					ΔX/ΔCl mol-basis																										
63		Option to select on row 60	SO4	Na	K	Ca	Mg		Sr																						
64	1	Ocean water (SMOW)	0.052	0.858	0.019	0.019	0.097		2E-04																						
65	2	Rhine River	0.110	0.832	0.030	0.156	0.032		2E-04																						
66	3	Meuse River																													
67	4	Haringvliet	0.074	0.842	0.019	0.095	0.060		2E-04																						
68	5	Towards brackish groundwater																													
69																															
70		Fraction admixed and infiltrated																													
71		if L67=1 (forced admix), take	0																												
72		unforced admixing	0																												
73		Fraction of input water	1.000																												
74																															

FILL IN ON ROW:		DO NOT FILL IN:	
17.72	= Input	10.40	= reaction controled or calc.
21.00	= measured output	-7.72	= autobalanced
0.4	= admixed groundwater	0	= default setting
FILL IN HERE:		0.04	= unmixed output to be ##
0	= yes unforced (2), yes forced (1) or no (0) admixing	25.18	= calibration term

mol-basis	Mn	As	Mg	Ca	Co	PO4	Ni	Sr	Zn
Pyrite	0	0.006	0	0	0.004	0	0.01	0	0.04
Fe(OH)3	0	0.009	0	0		0.14		0	
FeCO3	0.05	0	0	0		0		0	
CaMgCO3	0	0	0.499	0.5		0		0.001	
CaCO3	0	0	0	0.998		0		0.002	
Gypsum	0	0	0	0.984		0		0.016	

A-Exch	0.060	CaMg(CO3)2	0	Fe2+ oxid	0.00	FeS2	0.00	NH4 + DOC	-0.15	Atm. strong acids	0.34	mmol/L
C-Exch	0.17	CaSO4.2H2O	0	Fe(OH)3	0.00	MnO2	0.000	SiO2 (Qz+opal)	0.07	CO2 unsat. zone	0.86	mmol/L
CaCO3	1.02	CH2O	0.30	FeCO3	0	NaCl	0	SiO2 (silicates)	0.00	% strong acid input	28.3	%
Changes in mineral composition #												

FIG. 9.3. Screen dump van het hoofdgedeelte van massabalans programma REACTIONS+ (in Excel spread sheet) voor de transformatie van bulk regenwater in ondiep grondwater in Groot Olmen. Alleen de 15 relevante reactievergelijkingen (van de in totaal 46) zijn getoond. SOM = Soil Organic Material.

Het resultaat van de massabalans staat in Fig.9.3, en de daaruit afgeleide uitloging van de aquifer t.a.v. reactieve bodembestanddelen volgt in Fig.9.5.
In Fig.9.3 zien we of concluderen hieruit het volgende:

- Het ondiepe duingrondwater ter plaatse van meetpunt 17A is verondersteld te bestaan uit geïnfiltreerd bulk regenwater met samenstelling ongeveer zoals opgevangen met collector WB2, na 22% indamping (ingeschat via begroeiingstype), hetgeen leidt tot een evapoconcentratiefactor f_E = 1.29 (cel D3). De samenstelling van het regenwater staat in Fig.9.3 op regel 7, en dat van het ondiepe grondwater op regel 60.
- Door optredende seizoensfluctuaties en reistijden wijkt de output qua Cl-concentratie iets af van de ingedampte input, hetgeen automatisch gecorrigeerd is met 0.01 mmol Cl/L en aan Cl gerelateerd SO_4, Na, K, Ca en Mg volgens de voor regen- en zeewater geldende correlaties met Cl. Deze correctie, aangeduid als 'Convective transport', omvat tevens de effecten van verschillen in afstand tot HWL. De correctie is extreem klein omdat de normaliter grotere Cl correctie wordt gecompenseerd door de grotere afstand van het grondwatermeetpunt t.o.v. HWL dan de regenwater collector WB2.
- Er zijn voor meetpunt 17A alleen significante hoeveelheden extra O_2 (ongeveer de helft van die op locatie 3) en er is geen extra CO_2 nodig om de massabalans in orde te krijgen. Laatstgenoemde verklaart zich door het gebrek aan begroeiing ter plaatse.
- De input van (potentieel) zuurvormende atmosferische gassen bedraagt ongeveer de helft van die op meetlocatie 3. De atmosferische depositiefactor is eveneens op 1.0 gesteld.
- De accumulatie in of afgifte van stoffen vanuit biomassa is praktisch nul, hetgeen correspondeert met het gebrek aan begroeiing.
- De samenstelling van het grondwater laat zich vervolgens verklaren door bij de input (ingedampt regenwater) de term 'convective transport' en extra gasdepositie op te tellen, de opslag in biomassa af te trekken (voor 17A verwaarloosbaar), en de volgende massaoverdracht in mmol/L: 1.02 CaCO3 + 0.30 BOM + 0.17 C-Exch + 0.07 SiO2-kwarts + 0.06 A-Exch - 0.15 (NH4 + DOC). De positieve getallen betekenen dat deze fasen uit de bodem verdwenen zijn (uitgeloogd) en toegevoegd aan het water, en de negatieve dat zij in de bodem zijn geaccumuleerd of afgebroken (NH_4 en DOC) en dus verdwenen uit de waterfase.
- De 4 belangrijkste bodemreacties zijn dus in volgorde van afnemend belang: kalkoplossing, de oxidatie van organische stof, kationuitwisseling (C-Exch) en de oplossing van kwarts.

In vergelijking met meetpunt 3 is de stofoverdracht bij meetpunt 17A dus ongeveer 75% kleiner van omvang, naast een veel lagere zeezoutbelasting en evapoconcentratie. Dit verklaart zich met de voor meetpunt 3 geldende dichtere begroeiing en daardoor hogere CO_2 productie, en kleinere afstand tot HWL.

9.5 Kwantificering van bodemuitloging via chemische massabalansen

9.5.1 Resultaten van berekening

Met de berekende oplossing of afzetting van mineralen, samen met de omvang van sorptie, valt de snelheid van uitloging van of ophoping in de doorstroomde aquifer vrij eenvoudig te berekenen. Daartoe zijn de volgende systeemparameters ingevuld in Fig.9.4 (meetpunt 3) en Fig.9.5 (meetpunt 17A), met tussen haakjes de cel-referentie of is het volgende algemeen aangenomen: (i) de reacties vinden plaats in het verticaal doorspoelde onverzadigde en verzadigde duinzand, in totaal bijna 2 m dik (BC82); (ii) daarin overheerst verticale parallelle stroming; (iii) de reistijd hierin bedraagt gemiddeld resp. 1.7 en 1 jaar (BB82), zoals berekend met Eq.8.1; (iv) het uitloogfront is scherp (er zijn dus geen overgangszones); en (v) de uitloogperiode is bekend, zij beslaat voor meetpunt 3 ongeveer 1920-2011 (start t/m datum bemonstering; BG82:BH82), en voor het verder landinwaarts gelegen meetpunt 17A ongeveer 1750-2011.

Uit Fig.9.4-9.5 wordt het volgende afgeleid m.b.t. de uitloging van het duinzand:

- Dolomiet ($CaMg(CO_3)_2$), sideriet ($FeCO_3$) en pyriet (FeS_2) komen in duinzand vrijwel niet voor en zijn derhalve van geen enkel belang in deze context.
- Kwarts (SiO_2) is de dominante vaste fase maar loogt extreem traag uit. Voor de niet onderscheiden (aluminium)silicaten (zoals veldspaten en ferromagnesium-aluminiumsilicaten) geldt een aanzienlijk snellere uitloging dan voor kwarts, maar dan nog altijd een veel tragere uitloging dan voor kalk (Stuyfzand 1993).

76	AZ	BA	BB	BC	BD	BE	BF	BG	BH	BI
77	Yellow cells: fill in			White cells = formulas or text			Turquoise cells = tekst			
78	GFW minerals		30.026	100.089	184.411	115.856	119.975	106.869	86.937	60.085
79										
80			Hydrogeology of MAR system							
81	Parameter		t50 [d]	distance [m]	por	density [kg/L]	fG→L	Start	Survey date	Flow type $
82	Value		615	1.9	0.4	2.65	3.98	1920	2011	1
83										
84			Leaching rate [mmol/L] as calculated via Reactions+							
85	Mineral / solid phase	CEC	CH2O	CaCO3	CaMg(CO3)2	FeCO3	FeS2	Fe(OH)3	MnO2	SiO2
86	Dissolved (output R+) #	12.66	1.00	4.0	0.0	0.0	-0.05	0.36	0.050	0.256
87		# = sum cations [meq/L] if CEC								
88	Unit		Aquifer content prior to recharge							
89	% d.w.		0.1	4	0	0	0	0.375	0.062	95
90	mmol/kg #	16	33.3	399.6	0.0	0.0	0.0	35.1	7.1	15811.0
91	mmol/L #	63.6	132.4	1588.6	0.0	0.0	0.0	139.5	28.3	62848.7
92		# = meq/kg or meq/L if CEC								
93	Parameter		Aquifer leaching of mineral phases							
94	L-Mineral [-]	6	133	395	0	0	accum	387	567	245495
95	t-Leach [year]	10.1	223.5	664.6	0.0	0.0	0.0	650.8	953.6	413221.4
96	Leach front [m] ##	>2	0.8	0.26	0.0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0
97			## = at survey date, in year: 2011				$: 1 = parallel flow; 2 = radial flow			

FIG. 9.4. Screen dump van de uitloogroutine van R+ met bulk regenwater op KB1 als input en ondiep duingrondwater op meetpunt 3 in Kattendel als output, beiden gemiddeld voor het jaar 2011.
CEC = Cation Exchange Capacity; CH_2O = bulk organische materiaal (BOM); FeS_2 = pyriet.
L-Mineral = uitloogvertragingsfactor t.o.v. reistijd water; t-Leach = tijd nodig om minerale fase uit te logen tot onderzijde meetpunt op 1.9-2 m diepte; Leach front = positie uitloogfront in 2011, in m-MV.

76	AZ	BA	BB	BC	BD	BE	BF	BG	BH	BI
77	Yellow cells: fill in			White cells = formulas or text			Turquoise cells = tekst			
78	GFW minerals		30.026	100.089	184.411	115.856	119.975	106.869	86.937	60.085
79										
80			Hydrogeology of MAR system							
81	Parameter		t50 [d]	distance [m]	por	density [kg/L]	fG→L	Start	Survey date	Flow type $
82	Value		368	2	0.4	2.65	3.98	1750	2011	1
83										
84			Leaching rate [mmol/L] as calculated via Reactions+							
85	Mineral / solid phase	CEC	CH2O	CaCO3	CaMg(CO3)2	FeCO3	FeS2	Fe(OH)3	MnO2	SiO2
86	Dissolved (output R+) #	2.34	0.30	1.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.000	0.068
87		# = sum cations [meq/L] if CEC								
88	Unit		Aquifer content prior to recharge							
89	% d.w.		0.01	4	0	0	0	0.375	0.062	95
90	mmol/kg #	6	3.3	399.6	0.0	0.0	0.0	35.1	7.1	15811.0
91	mmol/L #	23.9	13.2	1588.6	0.0	0.0	0.0	139.5	28.3	62848.7
92		# = meq/kg or meq/L if CEC								
93	Parameter		Aquifer leaching of mineral phases							
94	L-Mineral [-]	11	45	1559	0	0	1	accum	294919	920523
95	t-Leach [year]	11.3	45.6	1569.6	0.0	0.0	1.0	0.0	296901.3	926709.5
96	Leach front [m] ##	>2	>2	0.33	0.0	0.0	>2	0.0	0.0	0.0
97			## = at survey date, in year: 2011				$: 1 = parallel flow; 2 = radial flow			

FIG. 9.5. Screen dump van de uitloogroutine van R+ met bulk regenwater op WB2 als input en ondiep duingrondwater op meetpunt 17A in Groot Olmen als output, beiden gemiddeld voor het jaar 2011.
Voor verdere toelichting zie onderschrift Fig.9.4.

- Kalk ($CaCO_3$) loogt volgens de berekeningen tamelijk snel uit, het uitloogfront zou zich volgens de berekeningen op 26 cm diepte moeten bevinden na 91 jaar (= 29 cm/eeuw) bij meetpunt 3 en op 33 cm diepte na 261 jaar (= 13 cm/eeuw) bij meetpunt 17A. De berekende ontkalkingsdiepten sporen echter niet met de waargenomen ontkalkingsdiepte ter plaatse; → § 9.5.2.
- Bulk organisch materiaal (BOM, ook CH_2O genaamd) loogt waarschijnlijk op grotere diepte in het profiel uit (wel gemodelleerd), maar accumuleert bovenin (niet gemodelleerd). Plaggen onderbreekt de ophoping en zet deze terug. Dit is op beide locaties geschied, op meetpunt 3 na de profielopname, op meetpunt 17A enkele jaren ervoor.

9.5.2 Discrepantie tussen berekende en waargenomen ontkalkingsdiepte

De berekende ontkalkingssnelheid is voor meetpunt 3 erg hoog, maar voor jonge kalkrijke bodems niet onwaarschijnlijk (Stuyfzand 2010). De ontkalkingsdiepte correspondeert echter niet met het lokale kalkprofiel, dat nauwelijks sporen van ontkalking vertoont in zowel de bruistest als optische waarneming (schelpgruis zichtbaar aanwezig).
Blijkbaar wordt de snelle ontkalking grotendeels gecompenseerd door (i) de inwaai van vers kalkhoudend strandzand / zand uit de zeereep, (ii) de relatieve kalkaanrijking bij verstuiving van fijn, kalkarmer duinzand waarbij het grovere schelpgruis achterblijft, en (iii) bioturbatie. Daarnaast neemt de CO_2 concentratie van bodemlucht (in de onverzadigde zone) met de diepte toe (Dörr & Münnich 1987; Caverzam Barbosa 2014), waardoor de benadering van een scherp uitloogfront niet helemaal opgaat. Dit houdt in dat de uitloogzone altijd een zekere breedte vertoont, waardoor de berekende 100% ontkalkingsdiepte vooral in het begin dieper uitkomt dan gemeten.
Ook bij meetpunt 17A is geen sprake van duidelijke ontkalking in het bodemprofiel. Dit heeft als belangrijkste oorzaak het afplaggen van maaiveld rond 2005, waardoor een mogelijk ondiep ontkalkte bodem is afgevoerd. Daarnaast vertoonde in juli 2015 het zeer vlakke oppervlak van locatie 17A duidelijke sporen van eerdere inundatie en kalkafzetting vanuit exfiltrerend grondwater.
De theoretisch berekende ontkalkingsdiepten hangen natuurlijk sterk af van de aangenomen startdatum die onzeker is.

9.5.3 Wat is nodig om de ontkalking te stoppen of te vertragen?

De noodzaak
In de duinen is de laatste 20 jaar een groot aantal projecten uitgevoerd om populaties van Rode Lijstsoorten door middel van beheersmaatregelen weer op acceptabel peil te krijgen. Zolang de bodem kalkrijk is, zijn er veel mogelijkheden voor succesvol herstel van kalkminnende valleien en voedselarme graslanden. De aanwezigheid van kalk of kalkrijk grondwater is essentieel voor de stabiele ontwikkeling van veel voedselarme vegetaties in het Nederlandse duingebied, omdat zij vooral via de pH van invloed is op (1) de mobiliteit van extern aangevoerde nutriënten (vooral via atmosferische depositie), (2) de mobilisatie van in de bodem reeds aanwezige nutriënten, ijzer, aluminium en zware metalen, en (3) de opnamesnelheid en transformatie van nutriënten (mineralisatie en nitrificatie).
Zo zijn er aanwijzingen dat ontkalking door verhoogde zuur- en stikstofdepositie, de soortensamenstelling van het prioritaire habitattype H2130A (grijze duinen – kalkrijk) negatief beïnvloedt. Bovendien ligt er bewijs dat een verminderde kalkbeschikbaarheid voor planten leidt tot vermindering van de bloemrijkdom van de duinen met belangrijke gevolgen voor de evertebratenfauna. Daarnaast leidt (versnelde) ontkalking in droge duinen tot verhoogde beschikbaarheid van P, door het oplossen van calciumfosfaat (Kooijman et al. 1998, Kooijman & Besse 2002).

Ook de duurzame instandhouding van verschillende duinvalleivegetaties staat onder druk door ontkalking. In oudere duinen met een dieper ontkalkte bodemlaag mislukken veel herstelprojecten nogal eens omdat de aanvoer van kalkrijk grondwater niet meer voldoende is of soms zelf ontbreekt. Ontkalking kan dus een wissel trekken op het selecteren van geschikte plekken voor herstel van kalkrijke duinvalleien. Plekken die in het verleden wel geschikt waren om natuurherstel succesvol uit te voeren kunnen later door het proces van ontkalking ongeschikt blijken te zijn. Natuurbeheerders kunnen zich dus veel geld besparen indien ze een eenvoudig vooronderzoek kunnen (laten) uitvoeren naar de diepte èn snelheid van ontkalking en de aanwezigheid van kalkrijk grondwater in een kandidaat-natuurherstelgebied.

Mogelijke maatregelen

Men kan bodemontkalking stoppen of vertragen door de volgende maatregelen te nemen, ongeveer in volgorde van afnemende voorkeur of gemak:

1. Het verder terugdringen van de atmosferische NO_X en NH_Y depositie. Daardoor neemt zowel de zuurdepositie af als de kans op vergrassing van relatief kale plekken. Vergraste plekken vangen meer atmosferisch zuur in en produceren meer bodem CO_2 dan kale plekken;
2. Vergroting van de konijnenpopulatie, waardoor de kans op verstuiving toeneemt en bioturbatie voor meer menging zorgt;
3. Kerven van de zeereep, waardoor kalkrijk zand van het strand en de zeereepzone inwaait terwijl erosie lokaal zorgt voor verwijdering / verplaatsing van de ontkalkte bovenlaag;
4. Reactivering van stuifkuilen, waarbij winderosie zorgt voor verwijdering / verplaatsing van de ontkalkte bovenlaag en daarna voor verspreiding van kalkrijk zand;
5. Verhoging van de grondwaterstand, waardoor het ontkalkingsfront eerder vanuit een open systeem in de onverzadigde zone belandt in een gesloten systeem in de verzadigde zone. In een gesloten systeem lost aanzienlijk minder kalk op, zodat de ontkalkingssnelheid fors afneemt (Stuyfzand 2010). Bovendien krijgt kalkrijke kwel in verdroogde en verzuurde duinvalleien dan weer een kans, hetgeen leidt tot antiverzuring en kalkafzetting. Alle maatregelen die de duinbegroeiing doen afnemen, leiden tot minder verdamping en dus tot meer grondwateraanvulling, en daardoor tot een verhoging van de grondwaterstand. Uiteraard leidt ook een kunstmatige peilverhoging of het stoppen van een duingrondwaterwinning tot verhoging van de grondwaterstand. Stijging van het grondwaterpeil kan evenwel verstuivingen tegenwerken.
6. Plaggen leidt tot (i) verwijdering van vegetatie, en daardoor vermindering van de invang van (potentieel) sterke zuren uit de atmosfeer, verhoging van de grondwaterstand en vermindering van de ondergrondse CO_2-productie, en (ii) afvoer van de ontkalkte bovenlaag.

Bij maatregelen 3 en 4 zou de inwaai van kalkrijk zand dan wel de erosie van ontkalkt zand liefst tenminste gelijke tred houden met de ontkalkingssnelheid.

10 Referenties

Alcala, F. & E. Custodio 2012. Spatial average aquifer recharge through atmospheric chloride mass balance and its uncertainty in continental Spain. Hydrological Processes 2012, 547.

Allen, D., W. G. Darling, P.J. Williams, C.J. Stratford & N.S. Robins 2014. Understanding the hydrochemical evolution of a coastal dune system in SW England using a multiple tracer technique. Applied Geochem. 45, 94-104.

Arens, S.M., 2004. Monitoring van een gereactiveerd paraboolduin, Kraansvlak, Zuid-Kennemerland; Ontwikkeling 2003-2004. Amsterdam, Arens Bureau voor Strand- en Duinonderzoek RAP2004.04 in opdracht van nv PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland.

Arens, S.M., 2006. Reactivatie van de Bruid van Haarlem; situatie 2005. Amsterdam, Arens Bureau voor Strand- en Duinonderzoek RAP2005.05 in opdracht van nv PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland.

Arens, S.M., 2010. Project Noordwestkern. Nulmetingen wind en zout. Serie 1, 2009-2010. Amsterdam, Arens Bureau voor Strand- en Duinonderzoek RAP2010.07 in opdracht van nv PWN.

Arens S.M. & L.H.W.T. Geelen, 2006. Dune landscape rejuvenation by intended destabilisation in the Amsterdam Water Supply Dunes. Journal of Coastal Research, 23, 1094-1107.

Arens, S.M., L. Geelen, H. van der Hagen & R. Slings, 2009. Duurzame verstuiving in de Hollandse duinen. Kans, droom of nachtmerrie. Eindrapport Fase 2. Amsterdam, Arens Bureau voor Strand- en Duinonderzoek RAP2009.03 in opdracht van Waternet, nv PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland en Dunea.

Arens, S.M. & Q.L. Slings, 2012. PWN. Verstuivingsprojecten 1999-2011. Amsterdam, Arens Bureau voor Strand- en Duinonderzoek RAP2012.01 in opdracht van nv PWN.

Arens, S.M., N.P.J. de Vries & J.P.M. Mulder 2012. Herstelstrategieën Kop van Schouwen en manteling Walcheren in ruimte en tijd. Concept. Amsterdam, Arens Bureau voor Strand- en Duinonderzoek RAP2012.03 in opdracht van Provincie Zeeland.

Arens, B., Neijmeijer, T (2013). Noordwestkern. Effecten van ingrepen op dynamiek. Metingen 2013 (BSDO RAP2013.07), 27p.

Arens, B., Neijmeijer, T (2014). Noordwestkern. Effecten van ingrepen op dynamiek. Metingen 2014 (Arens BSDO RAP2014.07), 31p + 30 Bijlagen.

Arens, B., Neijmeijer, T (in prep). Noordwestkern. Effecten van ingrepen op dynamiek. Eindrapport 2015 (Arens BSDO in opdracht van PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland.

Arens, S.M., A.B. van den Burg, P. Esselink, A.P. Grootjans, P.D. Jungerius, A.M. Kooijman, C. de Leeuw, M. Löffler, M. Nijssen, A.P. Oost, H.H. van Oosten, P.J. Stuyfzand, C.A.M. van Turnhout, J.J. Vogels, M. Wolters 2009. Preadvies Duin- en Kustlandschap. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Rapport DK nr. 2009/dk113-O, 171p.

Barnes, C.J. & G.B. Allison 1988. Tracing of water movement in the unsaturated zone using stable isotopes of hydrogen and oxygen. J. Hydrol. 100, 143-176.

Buitink, J. 2014. Changes in rain and groundwater quality; effects of carving the foredune ridge and sod cutting in National Park Zuid-Kennemerland. BSc thesis Fac. Earth and Life Sciences, VU Univ. Amsterdam, 44p.

Caverzam Barbosa, E. 2014. Soil CO2 concentration profiles, in correlation analysis to soil physical and chemical properties in the coastal dune area of Amsterdam. BSc. thesis VU Univ., 51p.

Custodio E. 2010. Estimation of aquifer recharge by means of atmospheric chloride deposition balance. Contributions to Science 6: 81–97.

Der Kinderen, M. 2014. Project Noordwestkern Kennemerduinen; Analysis of soil moisture chloride concentrations in the northwest of National Park Zuid-Kennemerland, the Netherlands.BSc thesis Fac. Earth and Life Sciences, VU Univ. Amsterdam, 49p.

Dörr, H. & and K.O. Münnich 1987. Annual variation in soil respiration in selected areas of the temperate zone. Tellus 39B, 114-121.

Edmunds, W.M., W.G. Darling & D.G. Kinniburgh 1990. Solute profile techniques for recharge estimation in semi-arid and arid terrain. Ch.20 in Lerner, D.N., A.S. Issar & I. Simmers 1990: Groundwater recharge; a guide to understanding and estimating natural recharge. Internat. Contrib. to Hydrogeology Vol.8, IAH, 257-270.

Eiselin, M., L. Schreuder and M. Hogenes 2012. Ontkalking van de Kennemerduinen als functie van verschillende omgevingsvariabelen. BSc. Thesis VU University Amsterdam, 61p.

Eriksson E, Khunakasem V 1969. Chloride concentrations in groundwater, recharge rate and rate of deposition of chloride in the Israel coastal plain. Journal of Hydrology 7(2):178-197

García Pérez, C. 2011. Rain and groundwater quality in NW part of Zuid-Kennemerland National Park, The Netherlands. Thematic Research Project for Msc Hydrology, Internal VU student report, 53p.

Gehrels, H. 1999. Groundwater level fluctuations; separation of natural from anthropogenic influences and determination of groundwater recharge in the Veluwe are, the Netherlands. Ph.D. Thesis VU University Amsterdam, 269p.

Grootjans, A.P. 1993. Regeneratie van verzuurde duinvalleien in het bijzonder op Schiermonnikoog. RUG Laboratorium voor Plantenoecologie, 73p.

Grootjans, A.P., Lammerts, E.J. & Van Beusekom, F. 1995. Kalkrijke Duinvalleien op de Waddeneilanden; Ecologie en regeneratiemogelijkheden. KNNV, Utrecht, 176 pp.
Grootjans, A.P., P.J. Stuyfzand, H. Everts, N. de Vries, A. Kooijman, G. Oostermeijer, M. Nijssen, B. Wouters, J. Petersen & R. Shahrudin 2014. Ontwikkeling van zoet-zoutgradiënten met en zonder dynamisch kustbeheer; een onderzoek naar de mogelijkheden voor meer natuurlijke ontwikkelingen in het kustgebied. VBNE-rapport 2014/OBN193-DK in druk.
IJzer, R. en R. Opdam 2013. Invloed van luchtverontreiniging op duingrondwater in de IJmond. BSc thesis Aarde en Economie VU Univ. Amsterdam, 95p.
Kaandorp, V. , C. van der Vlugt and M. van Leeuwen 2012. Bodemvocht in de Kennemerduinen; een onderzoek naar de snelheid van grondwateraanvulling, verdamping en de relatie tussen het bodemvocht in de ondergrond en respectievelijk de afstand tot de kust, vegetatie en helling-oriëntatie. BSc. Thesis VU University Amsterdam, 83p.
Kerkvliet, H. and S. Zijl 2012. De zoutwaterlens op het strand van Bloemendaal; een onderzoek naar de chemische samenstelling en de verbreiding van een getijdegedreven zoutwaterlens op een strand aan de Noordzee. BSc. Thesis VU University Amsterdam, 67p.
KNMI 2011. Klimaatatlas, Langjarige gemiddelden 1981-2010. Errata atlas .
Kooijman, A.M., Dopheide, J., Sevink, J., Takken, I. and Verstraten, J.M. 1998. Nutrient limitation and their implications for the effects of atmospheric deposition in lime-poor and lime-rich coastal dunes in the Netherlands. Journal of Ecology 86: 511-526.
Kooijman, A.M. and Besse, M. 2002. The higher availability of N and P in lime-poor than lime-rich coastal dunes in the Netherlands. Journal of Ecology 90: 394-403.
Kooijman, A.M., M. Besse en R. Haak 2005. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen. Directie Kennis Min. LNV, Rapport DK 2005/dk008-O, 158p.
Kooijman, A.M., H. Noordijk, A. van Hinsberg en C. Cusell 2014. Stikstofdepositie in de duinen; een analyse van N-depositie, kritische niveaus, erfenissen uit het verleden en stikstofefficiëntie in verschillende duinzones. Rapport Univ. van Amsterdam, 56p.
Korver, M. and A. de Nijs 2012. Rainwater quality in the northwest part of Zuid-Kennemerland National Park, the Netherlands; a baseline study. BSc. Thesis VU University Amsterdam, 57p.
Kumahor, S.K., 2011. A baseline study of sea spray deposition and groundwater quality in north-west part of Zuid-Kennemerland National Park, Netherlands. Thematic Research Project for Msc Hydrology, Internal VU student report, 56p.
Leeflang, K.W.H. 1938. The chemical composition of precipitation in the Netherlands. Chem. Weekblad 35, 658-664 (in Dutch).
Lerner, D.N., A.S. Issar & I. Simmers 1990. Groundwater recharge, a guide to understanding and estimating natural recharge. IAH, Internat. Contributions to Hydrogeol. (8), Hannover, Heise, 345p.
Lijzen, J.P.A. 2009. Historische immissies en depositie in de omgeving van Corus. RIVM–rapport 601797001/2009.
Monahan, E.C. & I. O'Muircheartaigh 1980. Optimal power-law description of oceanic whitecap coverage dependence on wind speed. J. Phys. Oceanography 10, 2094-2099.
Oude Essink, G.H.P. 1996. Impact of sea level rise on groundwater flow regimes; a sensitivity analysis for the Netherlands. PhD TU Delft, Delft Studies in Integrated Water Management No.7, 411p.
Pauw, P.S. 2009. The onshore and offshore groundwater salinity distribution between Egmond aan Zee and Castricum aan Zee. Master Thesis Hydrogeology VU Univ. Amsterdam, 60p.
Ritsema, C.J. 1998. Flow and transport in water repellent sandy soils. Ph.D. Thesis Landbouwuniversiteit Wageningen, 215p.
Ritsema, C.J., L.W. Dekker, J.M.H. Hendrickx & W. Hamminga 1993. Preferential flow mechanism in a water repellent sandy soil. Water Resources Res. 29(7), 2183-2193.
RIWA Rijn jaarrapporten 2015: http://riwa-rijn.org/
Romberg, H. 1975. Door de lucht getransporteerd zout als ecologische factor in het duingebied van Voorne en Noord-Goeree. Stageverslag Biologisch Station Weevers duin.
RWS 20??. http://www.rijkswaterstaat.nl/images/Referentiewaarden%20waterstanden_tcm174-326696.pdf
RWS 2015 http://live.waterbase.nl/waterbase_wns.cfm?taal=nl
Schinkel, V.C.A. 2015. Rainwater and shallow groundwater hydrochemistry of the northwest part of National Park Zuid-Kennemerland. BSc. Thesis VU University Amsterdam, 38p.
Schoeller, H. 1962. Les eaux souterraines; Hydrologie dynamique et chimique, recherche, exploitation et evaluation des ressources. Eds Masson & Cie, Paris, 642p.
Schoeller, M. 1963. Recherches sur l'acquisition de la composition chimique des eaux souterraines. Imprimerie E. Drouillard, Bordeaux, 231p.
Schols, E. (2009). De invloed van Corus op de luchtkwaliteit in de leefomgeving. RIVM –rapport 609021079/2009.
Stolk, A.P., M.C. van Zanten, H. Noordijk, J.A. van Jaarsveld, W.A.J. van Pul 2009. Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden; meetresultaten 2005 – 2007. RIVM-rapport 680710001/2009, 139p.
Stuyfzand, J. & D. Bezuur 2011. Op welke manier hangt de ontkalkingsdiepte af van de afstand tot de kust en de begroeiing? VWO Profielwerkstuk 2010/2011, Coornhert Lyceum Haarlem, 70p.
Stuyfzand, P.J. 1993. Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands. Ph.D Thesis Vrije Univ. Amsterdam, published by KIWA, ISBN 90-74741-01-0, http://dare.ubvu.vu.nl/handle/1871/12716, 366 p.

Stuyfzand, P.J. 1998. Decalcification and acidification of coastal dune sands in the Netherlands. Water-Rock Interaction, Proc. 9th Intern. Symp. on WRI, Taupo New Zealand, G.B. Arehart & J.R. Hulston (eds), Balkema, 79-82.
Stuyfzand, P.J. 2009. HYDROLENS 3.1: A 2D hydrological model for analytical approxiamtion of the size and shape otf either fresh groundwater lenses on saline water, or rain water lenses on infiltrated river water. Set in Excel spreadsheet. Open source.
Stuyfzand, P.J. 2010. Modellering kwaliteit ondiep (duin)grondwater en ontkalking, inclusief effecten van klimaatverandering en kustuitbreiding: DUVELCHEM. KWR-rapport BTO 2010.031(s), 86p.
Stuyfzand, P.J. 2011. Hydrogeochemical processes during river bank filtration and artificial recharge of polluted surface waters: zonation, identification and quantification. In C. Ray and M. Shamrukh (eds), Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries, Nato Science for Peace and Security Series C: Environmental Security, 97-128.
Stuyfzand, P.J. 2011. DUVELCHEM 1.7: A hydrogeochemical model for predicting the chemical composition of shallow groundwater, soil moisture and soil, as function of vegetation, depth (0-5 m deep) and time, in a 'natural' recharge area. Set in Excel spreadsheet, available via KWR.
Stuyfzand, P.J. 2012. Do 59 years of hydrological and hydrochemical observations on the 4 megalysimeters near Castricum (Netherlands) reveal effects of climate change? Eurosoil 2012, Bari Italia.
Stuyfzand, P.J. 2012. Hydrogeochemcal (HGC 2.2), for storage, management, control, correction and interpretation of water quality data in Excel spread sheet. KWR Watercycle Research Institute, KWR-report BTO.2012.244(s), update July.2015, 82p.
Stuyfzand, P.J. 2013. Handleiding voor veldwerk met spiraalboor en water analyses in veld en lab. VU University Amsterdam, manual versie maart 2013, 6p.
Stuyfzand, P.J. (2010-2014). REACTIONS+ (R+), a chemical mass balance program set in Excel spreadsheet, for identification and quantification of chemical reactions acting on natural waters. For backgrounds see Stuyfzand 2011.
Stuyfzand, P.J. 2014. Reservoiranalyse van PWN's duininfiltratiesystemen ter bepaling van de overbruggingsmogelijkheden en effecten van langdurige innamestops. KWR-rapport KWR 2014.074, 56p.
Stuyfzand, P.J. 2015. Effects of climate and environmental change on shallow groundwater quality and quantity in Dutch coastal dunes. KRW report KWR BTO.2015.0?? (s) in prep.
Stuyfzand, P.J. & S.M. Arens 2011. Project Noordwestkern Kennemerduinen; Nulmetingen wind, zout, regen- en grondwater 2009-2011. Arens BSDO Rapportnr RAP2011.03, 68p.
Stuyfzand, P.J. and S.M. Arens 2011. Project Noordwestkern Kennemerduinen; Nulmetingen wind, zout, regen- en grondwater 2009-2011. Arens BSDO Rapportnr RAP2011.03, 68p.
Stuyfzand, P.J., S.M. Arens, A.P.Oost & P.K. Baggelaar 2012. Geochemische effecten van zandsuppleties in Nederland, langs de kust van Ameland tot Walcheren. Bosschap Rapport 2012/OBN167-DK, 150p.
Stuyfzand, P.J. & G.A. Bruggeman 1994. Analytical approximations for fresh water lenses in coastal dunes. Proc. 13th Salt Water Intrusion Meeting, June 1994, Cagliari Italy, G. Barrocu (ed), Univ. Cagliari, Fac. Engineering, 15-33.
Stuyfzand, P.J., M. de Haan en B. Hofs 2010. Gevolgen van kustverbreding en klimaatverandering voor duingrondwater, kunstmatig infiltraat, drinkwater en het duinecosysteem. KWR-rapport KWR 09.092, 78p
Stuyfzand, P.J. and S. de Haas 2011. Klimaatverandering en nucleaire incidenten vragen om reanimatie lysimeters in Castricum. H2O, 44 (17):20
Stuyfzand, P.J. & J.W. Kooiman 2012. Reanimatie lysimeters te Castricum; eerste orientatie op financieringsbronnen. KWR Rapport KWR 2012.045, 28p.
Stuyfzand, P.J. & F. Lüers 2000. Balans van milieugevaarlijke stoffen in natuurterreinen met en zonder kunstmatige infiltratie. Kiwa-Meded. 126, 241p.
Stuyfzand, P.J., F. Lüers & A.P. Grootjans 1992. Hydrochemie en hydrologie van het Kapenglop, een natte duinvallei op Schiermonnikoog. KIWA-rapport SWE-92.-038, 126p.
Stuyfzand, P.J. & F. Rambags 2011. Hydrologie en hydrochemie van de 4 lysimeters te Castricum; Overzicht van resultaten met uitzicht op haalbaarheid van reanimatie van het lysimeterstation. KWR Rapport BTO 2011.020 (s), 111p.
Stuyfzand, P.J., F. Rambags, S. de Haas en P. van der Hoeven 2011. Inzicht in kwaliteit en kwantiteit grondwateraanvulling dankzij 59 jaar Castricumse lysimeterwaarnemingen. H2O 2011 (17), 30-33 + 20.
Stuyfzand, P.J., H. Rolf & P.C.T. van der Hoeven 2009. Pleidooi voor reanimatie van de 4 wereldberoemde lysimeters te Castricum.KWR rapport KWR 09.035, 11p.
Sulzbacher, H., H. Wiederhold, B. Siemon, M. Grinat, J. Igel, T. Burschil, T. Günther, and K. Hinsby 2012. Numerical modelling of climate change impacts on freshwater lenses on the North Sea Island of Borkum using hydrological and geophysical methods. Hydrol. Earth Syst. Sci., 16, 3621–3643.
Van Stralen, J. 2012. Invloed van zoutspray op de kwaliteit van ondiep grondwater in Nationaal Park Zuid-Kennemerland. Thematic Research Report MSc Hydrogeology, VU University Amsterdam, 45p.
Van Wielink, I.M. 2014. Soil moisture in the Kennemerduinen; the effect of the slots in the first dune ridge created in 2013, on the chemical composition of the soil moisture. BSc thesis Fac. Earth and Life Sciences, VU Univ. Amsterdam, 65p.
Veelenturf, P.W.M. 1982. Satspray, het mechanisme, de betekenis als ecologische factor in duingebieden, de veranderingen hierin na aanleg van het Slufterdepot voor de kust van Voorne. Rapport Vakgroep Fys. Geografie Rijksuniv. Utrecht, 109p.
Vermeulen A.J. (1976). Immissieonderzoek met behulp van regenvangers; opzet, ervaringen en resultaten. Dienst voor de Milieuhygiëne, Prov. N-Holland.

Vugts, H.F. 2002. Weerzien op de Wadden; dertig jaar weer en klimaatonderzoek in het Waddengebied. Pirola, 232p.
Weijers, E.P. & H.F. Vugts 1990. The composition of bulk precipitation on a coastal island with agriculture compared to an urban region. Atmospheric Environment 24A (12), 3021-3031.
Wester, H.T.J. 2013. Invloeden op grond- en regenwater te Zuid-Kennemerland; de verandering van het grondwater sinds 1969 en de windinvloed op de regen- en grondwaterkwaliteit. MSc thesis Hydrogeology VU University Amsterdam, 99p.
Zonneveld, A.J.T. 2014. Effects of carving the foredune ridge and industrial emissions in the IJmond area on precipitation and shallow groundwater chemistry. MSc thesis Fac. Earth and Life Sciences, VU Univ. Amsterdam, 123p.

Bijlage 1: Berekening van de gemiddelde windrichting

To calculate the average wind direction for a specific period, the sine and cosine for each individual (daily) measurement were calculated according to:

$$\sin(Dir) * U = \sin\left(\frac{wind_direction}{360} * 2\pi\right) * wind_speed$$
$$\cos(Dir) * U = \cos\left(\frac{wind_direction}{360} * 2\pi\right) * wind_speed$$

Next, the averages of $\sin(Dir) * U$ and $\cos(Dir) * U$ were calculated for each period. Using these 2 averages, the inverse tangent was derived according to:

$$inverse_tangent = \tan^{-1}\left(\frac{average(\sin(Dir) * U)}{average(\cos(Dir) * U)}\right) * \frac{360}{2\pi}$$

The quadrant is determined using the same averages as used to calculate the inverse tangent, by taking:

$$If: average(\sin(Dir) * U) \geq 0 \ \& \ average(\cos(Dir) * U) \geq 0 \quad quadrant = 1$$
$$If: average(\sin(Dir) * U) \geq 0 \ \& \ average(\cos(Dir) * U) \leq 0 \quad quadrant = 2$$
$$If: average(\sin(Dir) * U) \leq 0 \ \& \ average(\cos(Dir) * U) \geq 0 \quad quadrant = 3$$
$$If: average(\sin(Dir) * U) \leq 0 \ \& \ average(\cos(Dir) * U) \leq 0 \quad quadrant = 4$$

Using the quadrant and the inverse tangent, the average wind direction was obtained, according to:

$$If: quadrant = 1, \quad then\ average_direction = inverse_tangent$$
$$If: quadrant = 2, \quad then\ average_direction = inverse_tangent + 180$$
$$If: quadrant = 3, \quad then\ average_direction = inverse_tangent + 180$$
$$If: quadrant = 4, \quad then\ average_direction = inverse_tangent + 360$$

It seems that the average wind direction gives the same result when the quadrant is either 2 or 3. However, when the quadrant equals 2, the inverse tangent is always negative, whereas when the quadrant equals 3, the inverse tangent is always positive. The same applies for quadrant 1, which has always a positive inverse tangent, whereas quadrant 4 always has a negative inverse tangent.

Bijlage 2: Enkele hydrochemische correctiemethoden

Onderstaande methoden zijn ontleend aan de Hydrogeochemcal manual (Stuyfzand, 2014)

3.6 Bird dropping corrections (rain water only)

Biogenic contributions to the composition of bulk precipitation may consist of bird-droppings, insect-droppings, plant and animal debris, marine plankton in sea spray, plant volatiles, micro-organisms, etc.
Rain gauges without a device to keep birds away, probably intercept more bird droppings than their surroundings. This justifies the application of preventive measures and, if not done or not effective, data correction procedures. It was concluded from the generally observed low orthophosphate levels in bulk precipitation obtained from gauges with an effective bird-scarer (Buijsman, 1989), that total PO_4-levels superior to about 0.10 mg/l or orthophosphate concentrations exceeding 0.05 mg/l, are highly suspect of interference with at least one bird-dropping on the equipment, and that PO_4 is the most reliable correction parameter for this type of bias.
The following correction procedure is optional but recommended.
The correction procedure, as based on data in Asman et al. (1982), Stuyfzand (1986d) and Stuyfzand & Arens (2011), therefore becomes for samples with PO_4-ortho > 0.05 mg/l or PO_4-total > 0.1 mg/L:

For X ≠ Na, K, Mg:

$$X_{BDC} = X - \beta_X (PO_4\text{-ortho} - 0.05) \quad (3.11A)$$

$$X_{BDC} = X - \beta_X (PO_4\text{-total} - 0.10) \quad (3.11B)$$

For X = Na, K, Mg:

$$X_{BDC} = X - \alpha_X Cl \quad (3.11C)$$

where X_{BDC}= concentration of constituent X after Bird Dropping Correction [mg/L]; X = measured concentration of X [mg/L]; PO_4 = measured phosphate concentration [mg/L]; β_X= correction factor depending on X (see Table 3.3); α_X= correction factor depending on X (see Table 4.3).

If X_{BDC} results <0 then the values indicated in Tabel 3.3 are to be taken. The β_X values are equal to the inclination of the linear regression line of parameter X (Y-axis) with PO_4 (X-axis). Values for β_{NH4} are to be lowered when raised NO_3 levels point at a partial nitrification.
Corrected data and data unaffected by bird droppings still contain about 1.4 mg/l organic carbon (TOC), 0.8 mg/l total organic NH_4 (deduced from data in Van Puffelen, 1986), as much PO_4-organic as PO_4-ortho (in between 0.02 and 0.05 mg/l, Van Puffelen, 1986; Buijsman, 1989).
→ The β_X values can be adjusted on row 8 of worksheet #4 (4-COR). PO_4 data with FBC are conditionally formatted in 3-ALL and 6-Best, yielding an orange cell.

TABLE 3.3. Correction factor (β_X) for selected parameters X, eliminating effects of bird droppings or other biogenic inputs in suspended form. In the example the measured and corrected contents are compared.

X	unit	β_X	Example		if corr
		α_X	meas	corr	<0
PO4-tot	mg/L	1.000	13.1	0.1	
pH		0.100	5.62	4.32	4.000
Cl	mg/L	0.217	10.8	7.98	0.109
SO4	mg/L	0.508	11.8	5.20	0.254
HCO3	mg/L	0.500	9	2.50	0.250
Na $	mg/L	0.556	6.4	4.44	0.278
K $	mg/L	0.021	7.5	0.16	0.010
Ca	mg/L	0.022	2.8	2.47	0.011
Mg $	mg/L	0.067	0.6	0.53	0.033
NH4	mg/L	0.186	3.5	1.08	0.093
SiO2	mg/L	0.003	0.14	0.10	0.001
TOC or DOC	mg/L	2.900	39.0	1.30	1.45

$ = to be corrected via Cl-corrected

3.7 Correction of dissolved trace elements for filtration bias

Suspended and colloidal particles cannot be easily and completely removed from solution, because their size spectrum may overlap with truly dissolved matter (Stumm & Morgan, 1981; Edmunds, 1981). For conveniency and more or less by convention, matter retained by a 0.45 µm filter paper is designated as suspended fines.
Checking and correcting dissolved trace element analyses of water for a contribution of suspended fines seems warranted, as acidification is an essential part of conservation for many trace elements, and filtration of water may have been neglected or may have suffered from bypasses during filtration. A check or correction can be performed only when typical indicators of suspended particles should be regarded as virtually insoluble under the hydrogeochemical conditions prevailing in the aquifer (Stuyfzand, 1987c). Aluminium is considered a good indicator of suspended clay in case of most water types with 5.5 < pH < 8.5. Iron can be a good indicator of suspended iron hydroxide flocks, only if pH>5 and O_2 or NO_3 >1 mg/L.
The following correction procedure is optional but recommended.
For selected trace elements a Filtration Bias Correction (FBC) can be applied in HGC. The correction is as follows, assuming that the Al concentration in pH>5.5 water normally is <20 or <200 µg/L due to its extremely low solubility:

If water type = M, P or T:

$$X_{FBC} = X_{MEAS} - \theta_X (Al_{MEAS} - 200) \quad (3.12A)$$

If water type = F, G, O or S:

$$X_{FBC} = X_{MEAS} - \theta_X (Al_{MEAS} - 20) \quad (3.12B)$$

where: X_{FBC} = concentration of X corrected for filtration bias [µg/L]; X_{MEAS} = measured concentration of X [µg/L]; θ_X = correction factor for X, equal to the inclination of the linear relation between Al_{MEAS} and X_{MEAS} [-]; Al_{MEAS} = total aluminium in water sample [µg/L].
Fe was corrected only if pH>5, NO_3 or O_2 >1 mg/L and Al >20 ug/L.
Aluminum data with potential filtration bias are conditionally formatted in 3-ALL and 6-Best, yielding an orange cell.

TABLE 3.4. Correction factor (θ_X) for selected trace elements X as analyzed by either INAA (Neutron Activation) or ICP-OES, eliminating effects of filtration bias. R2 = squared correlation coefficient for the linear relation between X and Al, on which θ_X was based.
In the example the measured and corrected contents are compared.

X	unit	θ_X	R^2	θ_X	R^2	Example			If corr
		VU-ICP #		INAA ##		meas	corr ICP	corr INAA	<0
Al	ug/L					1310	20	20	
Ba	ug/L	0.0103	a			108	94.7		10.0
Be	ug/L	0.00024	0.90			0.50	0.19		0.02
Ce				0.00143	0.89	2.00		0.16	0.10
Cr	ug/L	0.0046	0.45	0.0016	0.82	3.0	0.5	0.9	0.5
Eu	ug/L	0.0004	a			0.60	0.08		0.05
Fe $	mg/L	0.0037	0.82			5.00	0.2		0.05
Hf				0.000063	0.7	0.122		0.04	0.02
La	ug/L	0.00266	0.83			5.00	1.6		0.10
Lu				0.000004	0.71	0.010		0.00	0.001
Pb	ug/L	0.01088	a	0.003	0.45	4.0	0.10	0.13	0.10
Sc	ug/L	0.00035	0.71	0.00024	0.98	2.00	1.5	1.7	0.5
Th				0.00025	0.93	0.35		0.03	0.02
Ti				0.064	0.98	95		12.4	0.5
V	ug/L	0.00903	0.70	0.0019	0.98	7.0	0.5	4.5	0.5
Yb	ug/L	0.0004	0.45			0.80	0.28		0.10
Zn	ug/L	0.0502	a	0.006	0.65	88.0	23.2	80.3	0.5

 # = data from dune sand aquifer (Stuyfzand & Arens, 2011)
= data from marine sands and silty sands (Stuyfzand, 1993)
a = R2 negative due to forcing regression line through X = Y = 0
$ = only in groundwater with pH>5 and NO3 > 1 mg/L

Not all trace elements show a significantly positive linear correlation with Al. The ones with a significant correlation (R^2 >0.45) are listed in Table 3.3, and are corrected in HGC (the others not). Different analytical techniques obviously result in different θ_X values, being on average >3 times higher for ICP-OES than for INAA. The θ_X values for INAA closely approximated their ratio in Dutch clay samples (Stuyfzand, 1993).
→ The θ_X values can be adjusted on row 8 of worksheet #4 (4-COR).

From section 3.9 (Estimating missing or erroneous data)

Case 6: pH erroneous or missing, but calcite equilibrium can be assumed
In this case the measured $pH_M = pH_{ERR}$ or when pH_M is lacking, the default for groundwater is set at 7 (pH_{DEF}).
With either pH_{ERR} or pH_{DEF} HGC will calculate the calcite saturation index, which is erroneous and therefore labelled $SI_{C,ERR}$. If calcite equilibrium can be assumed, then many databases show the calcite saturation index (SI_C) to be within 0.0 ± 0.2 (Stuyfzand, 1993). It is therefore justified to correct samples with (erroneous) SI_C <-0.2 and >0.2 as follows:

$$pH_{COR} = pH_{ERR} - SI_{C,ERR} \qquad (3.20)$$

This leads to realistic pH and correct SI_C values, the latter of which being not further away from the usual 0 ± 0.2 than by 0.2 pH unit.

4.1.2 Definition of BEX
BEX is the meq-sum of the typically marine cations Na^+, K^+ and Mg^{2+}, corrected for a contribution of sea salt (Stuyfzand, 1986, 1993):

$$BEX = Na^+ + K^+ + Mg^{2+} - 1.0716\ Cl^- \qquad [meq/L] \qquad (4.3)$$

The factor 1.0716 is equal to {[Na^+ + K^+ + Mg^{2+}]/Cl^-} in meq/L for mean ocean water. It is hereby assumed that : (1) all the Cl- ions are of marine origin; (2) fractionation of the main constituents of sea water during spray formation can be ignored, so that the atmospheric Na^+, K^+ and Mg^{2+} contribution to fresh water exclusively depends on the Cl- concentration; (3) Cl- behaves conservatively; and (4) the 3 marine cations exchange together for Ca^{2+} according to Eq.4.2.
The boundary limits at ± (0.5 + 0.02 Cl) indicated in Fig.4.1, were introduced as a threshold against (a) the expected errors in chemical analyses, and (b) waters without base exchange, that derive from silica terrains where some Na^+, K^+ and Mg^{2+} ions dissolve by chemical breakdown of silicates. The term 1.5(Σk - Σa) is used as a measure of ionic imbalance (see Fig.4.1).
BEX does not apply to dolomitic aquifer systems, because significant amounts of Mg derive from the dissolution of dolomite. Therefore BEX was slightly modified into BEX_D for application to dolomitic systems (Stuyfzand, 2008). Its definition is given in Eq.4.4 and in Table 4.1, and its further characteristics are equal to those of BEX (Fig.4.1).

$$BEX_D = Na^+ + K^+ - 0.8768\ Cl^- \qquad [meq/L] \qquad (4.4)$$

BEX = Na + K + Mg - 1.0716 Cl (all in meq/L) — **if no dolomite**

with: 1.0716 = (Na+K+Mg)/Cl in SMOW

BEX = Na + K - 0.8768 Cl (all in meq/L) — **if dolomite present**

with: 0.8768 = (Na+K)/Cl in SMOW

Code	BEX	INTERPRETATION	
		If only base exchange	if other process(es) relevant
-	negative	Salinized	Marine cations deficit
•	zero	no base exchange	Marine cations equilibrium
+	positive	Freshened	Marine cations surplus

[½Ca]-EXCH + aNa^+ + bK^+ + cMg^{2+} ⟷ [aNa,bK,cMg]-EXCH + ½Ca^{2+}

freshening ⟵ ⟶ salinization

Conditions for BEX to become +: >+(0.5+0.02Cl) and >1.5(Σk - Σa)
Conditions for BEX to become - : <-(0.5+0.02Cl) and <1.5(Σk - Σa)

FIG. 4.1. The Base Exchange index BEX as proposed by Stuyfzand (1986) with minor modifications according to Stuyfzand (1993, 2008).

4.2 Individual ions corrected for marine contributions

On many sites, especially coastal sites, chloride (pratically all watertypes) or sodium (rainwater only) can be assumed to derive exclusively from ocean water, through either the admixing of ocean water or the input via sea spray aerosols. This opens up an interesting way to correct the concentrations of various ions in water for the contribution of sea salt (via either sea water or sea spray), thus indicating their non-marine concentration. This helps to understand and quantify the hydrogeochemical genesis.
The calculation is simply as follows:

if watertype not rainwater: $X_C = X - \alpha_X\ Cl$ (4.5A)
if watertype rainwater: $X_C = X - \omega_X\ Na$ (4.5B)

$$\omega_X = 1.7972\ \alpha_X \qquad (4.6)$$

where X_C = non-marine concentration of constituent X; X = concentration of X measured; Cl = measured Cl concentration; Na = measured sodium concentration; α_X = (X/Cl) in standard mean ocean water (SMOW), ω_X = (X/Na) in SMOW.

Appropriate values for α_X and ω_X are listed in Table 4.3, both on a mg/L and mol/L basis. In case of rain water and rain water fed groundwater bodies, it is assumed that the fractionation of the main constituents of sea water during spray formation can be properly ignored.
Further backgrounds are given by Stuyfzand (1993).
Chloride in rain water may show, however, a small excess compared to Na due to anthropogenic or volcanic Cl inputs, or small losses due to volatilization as HCl upon reaction with strong atmospheric acids. This can be demonstrated by using Eq.4.5B, correcting Cl for marine inputs via Na, because Na is generally accepted as being practically without bias in indicating the marine contribution (Ten Harkel, 1998).

For δ^2H and $\delta^{18}O$ the correction for a marine contribution is as follows:

$$\delta^2H_C = (\delta^2H_{MIX} - \delta^2H_{SEA}\, f_{SEA}) / (1 - f_{SEA}) \quad (4.7)$$

$$\delta^{18}O_C = (\delta^{18}O_{MIX} - \delta^{18}O_{SEA}\, f_{SEA}) / (1 - f_{SEA}) \quad (4.8)$$

where: the subscripts C, MIX and SEA stand for Corrected, Mixed sample and local Seawater, respectively; f_{SEA} = fraction of (intruded) sea water [-].

TABLE 4.3. Correction factor α_X and ω_X in Eq.4.5, in order to correct concentrations of various components for a contribution of sea salt, on either a mg/L or mol/L basis. TotH = total hardness.

Quality Parameter	SMOW		factor α_X		factor ω_X	
	mg/L	mmol/L	mg/L	mol/L	mg/L	mol/L
Major Constituents						
Cl^-	19805	558.63	1.0	1.0	1.7972	1.1654
Na^+	11020	479.34	0.5564	0.8581	1.0	1.0
K^+	408	10.44	0.0206	0.0187	0.0370	0.0218
Ca^{2+}	422	10.53	0.0213	0.0188	0.0383	0.0220
Mg^{2+}	1322	54.39	0.0668	0.0974	0.1200	0.1135
SO_4^{2-}	2775	28.89	0.1401	0.0517	0.2518	0.0603
TotH (Ca^{2+} + Mg^{2+})		64.92		0.1162		0.1354
BEX = Na_C+K_C+Mg_C		meq/L		1.0715		
BEX_D = Na_C+K_C		meq/L		0.8767		
Trace Elements						
B	4.6	0.4255	$2.323\ 10^{-4}$	$7.617\ 10^{-4}$	$4.174\ 10^{-4}$	$8.8767\ 10^{-4}$
Br^-	67.3	0.8423	$3.398\ 10^{-3}$	$1.508\ 10^{-3}$	$6.107\ 10^{-3}$	$1.757\ 10^{-3}$
F^-	1.3	0.0684	$6.564\ 10^{-5}$	$1.225\ 10^{-4}$	$1.180\ 10^{-4}$	$1.428\ 10^{-4}$
I	0.06	0.0005	$3.030\ 10^{-6}$	$8.464\ 10^{-7}$	$5.445\ 10^{-6}$	$9.864\ 10^{-7}$
Li^+	0.17	0.0245	$8.584\ 10^{-6}$	$4.384\ 10^{-5}$	$1.543\ 10^{-5}$	$5.110\ 10^{-5}$
Mo	0.01	0.0001	$5.049\ 10^{-7}$	$1.865\ 10^{-7}$	$9.074\ 10^{-7}$	$2.174\ 10^{-7}$
Rb^+	0.12	0.0014	$6.059\ 10^{-6}$	$2.513\ 10^{-6}$	$1.089\ 10^{-5}$	$2.929\ 10^{-6}$
Sr^{2+}	8.1	0.0924	$4.090\ 10^{-4}$	$1.655\ 10^{-4}$	$7.350\ 10^{-4}$	$1.929\ 10^{-4}$
Example			Na	Cl	Na	Cl
Unit = mg/L	$X_C = X - \alpha_X\ Cl^-$		50	100	50	100
X_C =			-5.6	mg/L	mg/L	10.1

Bijlage 3 Quantification of processes contributing to TDS

Onderstaande methode is ontleend aan Ch.9 in de Hydrogeochemcal manual (Stuyfzand, 2014)

10.1 Calculation of Total Dissolved Solids (TDS)

The concentration of total dissolved solids (TDS) in water is usually calculated by just summing up all the individual components excluding gases:

$$TDS = \Sigma \text{ major cations} + \Sigma \text{ major anions} + 10^{-(pH-3)} + \Sigma \text{ all trace elements (excl. gases)} + SiO_2 + 2.5\ DOC \quad [mg/L] \qquad (9.1)$$

Where: major cations = Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Al^{3+} [mg/L]
major anions = Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, CO_3^{2-}, NO_3^-, PO_4^{3-} [mg/L]

The factor 2.5 in Eq.9.1 is needed to convert organic C into organic material which is simplified as CH_2O. TDS can also be calculated from EC [at 20°C; uS/cm], if the concentrations of important ions are lacking (Eq 9.2) or if the anion ratio's are known only (Eq.9.3), by taking:

If EC ≤ 200: $TDS = 0.698\ EC$ (9.2A)

If 200 < EC ≤ 200,000 and $r(SO_4+NO_3)$ unknown and $rHCO_3$ unknown:

$$TDS = 4.059\ 10^{-21}\ EC^5 - 1.449\ 10^{-15}\ EC^4 + 1.832\ 10^{-10}\ EC^3 - 6.974\ 10^{-6}\ EC^2 + 0.8365\ EC - 0.5 \qquad (9.2B)$$

If 200 < EC ≤ 200,000 and $r(SO_4+NO_3)$ <0.333 and $rHCO_3$ <0.5:

$$TDS = 2.9995\ 10^{-21}\ EC^5 - 9.8291\ 10^{-16}\ EC^4 + 1.1437\ 10^{-10}\ EC^3 - 3.0462\ 10^{-6}\ EC^2 + 0.76739\ EC - 68 \qquad (9.3A)$$

If 200 < EC ≤ 10,000 and {$r(SO_4+NO_3)$ ≥0.333 or $rHCO_3$ ≥0.5}:

$$TDS = 0.7142\ EC^{1.0342} \qquad (9.3B)$$

Where: $rX = X / \Sigma A$ [meq/L].

Eq.9.1 is by far superior to Eqs.9.2-9.3. Eq.9.2A has normally been applied in literature when TDS is reported without analysis of all main constituents, and when TDS does not exceed the salinity of ocean water with TDS ~35,000 mg/L. However, its performance proved to be best in comparison with Eqs 9.2B-9.3, only when EC < 200 uS/cm. Eq.9.2B is thus superior to 9.2A above an EC of 200 uS/cm, and performing well up to TDS 350,000 (brine; Fig.9.1). Eq.9.3 proved superior to 9.2B but requires analytical data on the main anions (Fig.9.1). The performance of the empirical Eqs.9.2A, 9.2B and 9.3 was checked against a high quality data set of 242 samples with full analysis, ranging from dilute rainwater to brine. The performance of each equation, expressed as percentage error (= 100 $ABS(TDS_{9.2} - TDS_{9.1})/TDS_{9.1}$), when applied to the whole data set was 15.8, 13.1 and 8.1 respectively.
→ Eq.9.1 is given in HGC in column HL, Eq.9.2B in column HX, in both sheet #3 and #5.
The residue on evaporation (RE) is about equal to TDS – 0.5 HCO_3 (all in mg/L).

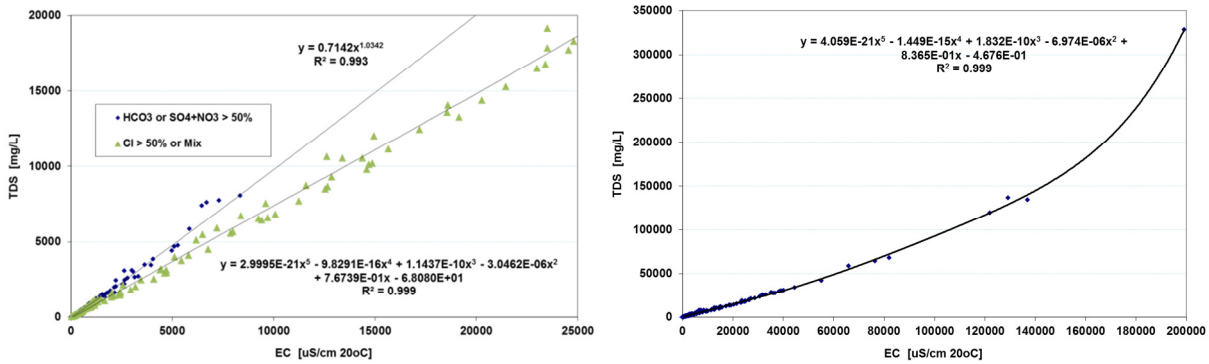


FIG. 9.1. Plot of electrical conductivity (EC) versus total dissolved solids (TDS) of 242 samples ranging from dilute rainwater to brine, with regression lines and equations. Left panel: distinction between 2 groups, namely samples with $rHCO_3$ >0.5 or $r(SO_4+NO_3)$ >0.333, and the remaining samples. Right panel: all 242 samples together.

10.2 Contribution of marine components ($\%TDS_M$)

The total marine contribution to a water sample ($\%TDS_M$) may derive from both atmospheric inputs and the admixing of standard mean ocean water (SMOW). Assuming no fractionation to take place during sea spray generation and Cl to be derived from ocean water only, yields the following quantification of $\%TDS_M$:

All watertypes, P excluded:

$$\%TDS_M = 100\ (TDS / Cl)_{SMOW}\ (Cl / TDS)_W = 181.7\ (Cl / TDS)_W \qquad (9.4A)$$

if type = P and no BDC needed:

$$\%TDS_M = (TDS / Na)_{SMOW}\ (Na / TDS)_W = 326.5\ (Na / TDS)_W \qquad (9.4B)$$

where: TDS = Total Dissolved Solids [mg/L]; subscripts SMOW, W = in resp. standard mean ocean water and sampled water; Cl, Na = chloride, sodium [mg/L].

The factors 181.7 and 326.5 are based on TDS = 35984, Cl = 19805 and Na = 11020 mg/L for SMOW. In case a correction was needed for bird droppings or filtration bias, the information is found in sheet #5, otherwise in sheet #3. If TDS_W could not be determined using Eq.9.1 due to insufficient data, then it was calculated using Eq.9.2.

10.3 Contribution of strong acids to TDS ($\%TDS_A$)

Strong acids in natural waters mainly consist of H_2SO_4, HNO_3, HNO_2, HF and HCl. HCl is ignored in all waters except for rainwater, whereas organic acids are ignored in all waters. Thereby we obtain the following contribution of strong acids to TDS ($\%TDS_A$):

All watertypes, P excluded:

$$\%TDS_A = 100\ (H + SO4_C + NO_3 + NO_2 + F) / TDS \qquad (9.5A)$$

if type = P and no BDC needed:

$$\%TDS_A = 100\ (H + SO4_C + NO_3 + NO_2 + F + Cl_C) / TDS \qquad (9.5B)$$

if type = P and BDC needed:

$$\%TDS_A = 100\ (H_{BDC} + SO4_{BDC,C} + NO3_{BDC} + NO2_{BDC} + F) / TDS_{BDC,FBC} \qquad (9.5C)$$

where: $H = 10^{3-pH}$ [mg/L]; X_{BDC} = Bird Dropping Corrected concentration of X [mg/L]; $SO4_{BDC,C} = SO4_{BDC} - 0.14\ Cl_{BDC}$ = SO_4 corrected for both bird droppings and a marine contribution [mg/L]; $Cl_C = Cl - Na / 0.5564$ = Cl corrected for a marine contribution, which is only possible to calculate when bird droppings do not play a role [mg/L]; $TDS_{BDC,FBC}$.= TDS corrected for bird droppings and filtration bias (sheet #5).
The values of Cl_C, $SO4_C$ and $SO4_{BDC,C}$ should be ≥0, otherwise their value is set at zero.

Note that rainwater composition is not corrected for bird droppings when PO_4-total ≤0.1 mg/L or PO4-ortho ≤0.05 mg/L (§ 3.4). The acids considered derive exclusively from atmospheric inputs in case of rainwater, and may have received additional inputs from oxidation reactions in case of the other types of water. When SO4 is (also) derived from gypsum or anhydrite dissolution, then SO4 should be excluded.

10.4 Contribution of bulk organic matter to TDS (%TDS_O)

The contribution of bulk organic matter to TDS is standard defined as follows:

if DOC measured:

$$\%TDS_O = 100\ (2.5\ DOC + NH_4 + NH4_{ALB} + PO_4) / TDS \quad (9.6A)$$

Else if $KMnO_4$-consumption [mg/L] was measured:

$$\%TDS_O = 100\ (0.833\ KMnO_4 + NH_4 + NH4_{ALB} + PO_4) / TDS \quad (9.6B)$$

In Eq.9.6B it is assumed that $KMnO_4$/DOC be 3 on average, which may need verification or alteration. Anyhow, the calculated organic matter contributions to TDS can be biased by other origins of NH_4 (especially industrial emissions contributing to rain water) and PO_4 (notably P-containing minerals contributing to groundwater).
In case a correction was needed for bird droppings or filtration bias, the information is found in sheet #5, otherwise in sheet #3.

10.5 Contribution of continental mineral dissolution to TDS (%TDS_C)

The remaining part of TDS is therefore mainly deriving from dissolution of continental minerals, like carbonates and silicates. Its contribution (%TDS_C) then becomes:

$$\%TDS_C = 100 - \%TDS_M - \%TDS_A - \%TDS_O \quad (9.7)$$

In this calculation the dissolution of sulfate minerals like gypsum, the oxidation of sulfide minerals, the dissolution of phosphate and fluoride minerals are partly excluded, as the resulting concentrations of SO_4 and F are included in %TDS_A, and the resulting concentration of PO_4 is included in %TDS_{BOM}.
The dissolution of continental minerals can be subdivided into carbonates and silicates (quartz, opal, Al-silicates and gibbsite-like minerals). Their contribution (%TDS_{SIL} and %TDS_{CO3}) can be roughly estimated by:

if $SI_C \geq -1$: $$\%TDS_{SIL} = 100\ (SiO_2 + Al + \Sigma Litho_{TE}) / TDS \quad (9.8A)$$

if $SI_C < -1$: $$\%TDS_{SIL} = 100\ (1.389\ SiO_2 + Al + \Sigma Litho_{TE}) / TDS \quad (9.8B)$$

$$\%TDS_{CO3} = \%TDS_C - \%TDS_{SIL} \quad (9.9)$$

Where all concentrations in mg/L; $\Sigma Litho_{TE}$ = sum of all lithofile trace elements (see Eq.10.9).

In this approach we assume that in calcareous environments ($SI_C \geq -1$) silicate minerals other than quartz (SiO_2) or opal ($SiO_2.nH_2O$) hardly dissolve and therefore do not contribute. In decalcified environments ($SI_C < -1$) the dissolution of silicate minerals other than quartz or opal is accounted for by taking an average amount of Na+K+Ca+Mg (proportional to SiO_2; 1.389) as released by albite, orthoclase, anorthite and hornblende/augite respectively.
In case a correction was needed for bird droppings or filtration bias, the information is found in sheet #5, otherwise in sheet #3.

10.6 Plots of various contributions to TDS

The various contributions to TDS as quantified in the previous sections can be dispayed in a pie diagram. An example is given in Fig.9.2, of coastal bulk precipitation and shallow dune groundwater along the Duth North Sea coast.

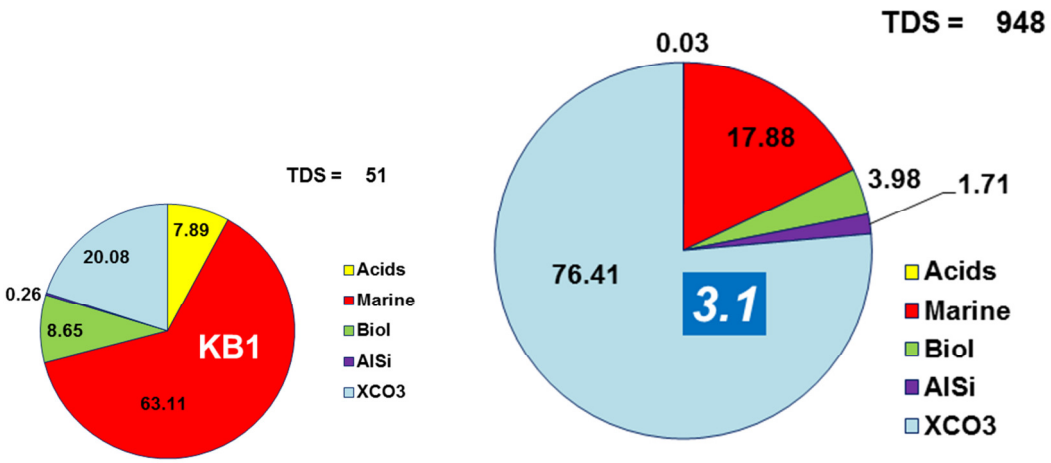


FIG. 9.2. Pie diagram of the percent contribution of 5 groups of constituents to Total Dissolved Solids (TDS) of bulk rain water on gauge KB1 (left) and the upper meter of groundwater on site 3 (right), both from the coastal dunes in the Netherlands (From Stuyfzand & Arens 2015). Acids = $\%TDS_A$; Marine = $\%TDS_M$; Biol = $\%TDS_O$; AlSi = $\%TDS_{SIL}$; XCO3 = $\%TDS_{CO3}$.

10.7 Contribution of SMOW to mixed sample (SMOW%)

If we know the Cl concentration of the fresh end-member in a sampled mixture (Cl_F) and if the saline end-member consists of SMOW, i.e. standard mean ocean water (Cl = 19805 mg/L), then the percentual contribution of SMOW (SMOW%) becomes:

$$SMOW\% = 100\ (Cl_{MIX} - Cl_F)\ /\ (19805 - Cl_F) \qquad (9.10)$$

where Cl_{MIX} = Cl concentration of sampled mixture [mg/L].

In case a correction was needed for bird droppings, the information is found in sheet #5, otherwise in sheet #3.