

# Advies over de mogelijke invloed van sulfaatrijk proceswater op de ontwikkeling van veenmosrijke oevervegetatie in een zandgroeve

Adviesnummer:	<b><u>INBO.A.3494</u></b>
Auteur(s):	Luc Denys, Patrik Oosterlynck, Piet De Becker
Contact:	Niko Boone ( <a href="mailto:niko.boone@inbo.be">niko.boone@inbo.be</a> )
Kenmerk aanvraag:	<b>ANB-INBO-BEL-2016-37</b>
Geadresseerden:	<b>Agentschap voor Natuur en Bos</b> T.a.v. . Katia Nagels Koningin Astridlaan 50 bus 5 3500 Hasselt  <a href="mailto:katia.nagels@vlaanderen.be">katia.nagels@vlaanderen.be</a>
Cc:	<b>Agentschap voor Natuur en Bos</b> Joris Janssens ( <a href="mailto:joris.janssens@vlaanderen.be">joris.janssens@vlaanderen.be</a> )

Dr. Maurice Hoffmann  
Administrateur-generaal wnd.

## Aanleiding

---

Op het Kempisch plateau ligt de zandgroeve 'Mechelse Heide Zuid' met bijhorende installatie voor zandveredeling. De nabestemming van dit ontginningsgebied is natuurgebied. De bedoeling is om de waterplas te laten ontwikkelen tot een voedselarm systeem met veenmosrijke vegetaties in de oeverzone. De plas van Opgrimbie (Kikbeekbron) geldt hierbij als referentie.

Bij het wassen van het zand worden chemicaliën gebruikt die nadien geloosd zouden worden in de zandgroeve. Na de exploitatiefase, omstreeks 2040, zou de eindconcentratie van sulfaat in de waterplas, volgens berekeningen, ca. 176 mg.l<sup>-1</sup> bedragen (1,83 mmol.l<sup>-1</sup>), van chloride ca. 100 mg.l<sup>-1</sup> (2,82 mmol.l<sup>-1</sup>), van natrium ca. 200 mg.l<sup>-1</sup> (8,7 mmol.l<sup>-1</sup>) en van ijzer – indien er geen binding aan organisch materiaal en precipitatie zou optreden - ca. 155 mg.l<sup>-1</sup> (Van de Genachte *et al.*, in voorbereiding).

## Vraag

---

Vormt een hoge sulfaatconcentratie een probleem voor de ontwikkeling van een voedselarm waterecosysteem met veenmosrijke vegetaties in de oeverzone?

## Toelichting

---

### 1 Situering en beschikbare gegevens

De groeve Mechelse Heide Zuid (MHZ) (50°58'00.7"N, 5°37'53.9"E), voorheen ook groeve LBU genoemd, is een grotendeels door grondwater gevoede, diepe witzandwinning in Maasmechelen. De watervoerende lagen zijn hier quartaire Maasafzettingen (MS\_0100\_GWL\_1) en het tertiaire Zand van Bolderberg (MS\_0200\_GWL\_1). Het grondwater van MS\_0100\_GWL\_1 is zuur (pH ca. 6) en vrij ionenarm (EGV<sup>20</sup> 150-200 µS/cm), met sulfaatgehalten van 20 à 30 mg.l<sup>-1</sup> (<https://www.dov.vlaanderen.be/zoeken-ocdov/proxy-filter/gwmeetnet/2017-002102/rapport/analyserapport?outputformaat=PDF&titel=910%2F22%2F6>). Het grondwater vanuit MS\_0200\_GWL\_1 heeft een pH van ca. 5, maar is ionenrijker (EGV<sup>20</sup> 400-450 µS/cm) maar armer aan sulfaat (ca. 15 mg.l<sup>-1</sup>) (<https://www.dov.vlaanderen.be/zoeken-ocdov/proxy-filter/gwmeetnet/2017-000238/rapport/analyserapport?outputformaat=PDF&titel=7-0125>).

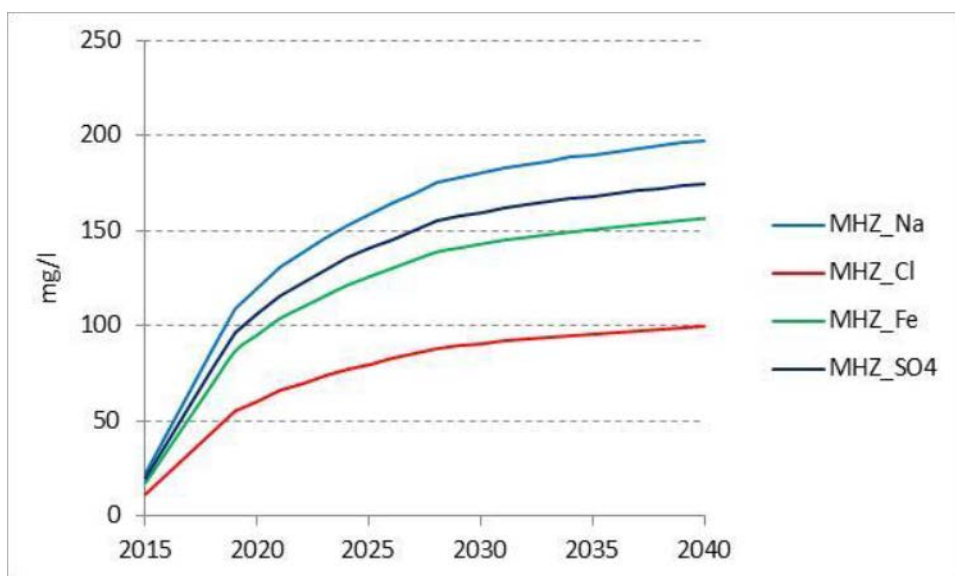
Er zijn geen gegevens beschikbaar over de huidige fysisch-chemische toestand van het water in de groeve, noch over de dynamiek hiervan gedurende het jaar onder invloed van stratificatie/destratificatie. Gezien de maximale diepte van de groeve (actueel ca. 15 m), staat de vorming van een spronglaag<sup>1</sup> tijdens het zomerhalfjaar immers buiten twijfel.

In de loop van de productiefase van bouwzand zou de plas proceswater ontvangen waaraan H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, NaOH en FeCl<sub>3</sub> werden toegevoegd, waaruit een aanzienlijke stijging van de concentraties van de samenstellende ionen ten opzichte van de huidige situatie zou volgen

---

<sup>1</sup> De thermocline, spronglaag of inversielaag is de aanduiding van een overgang tussen twee lagen water met verschillende temperatuur en dichtheid, bijvoorbeeld in meren of oceanen. Het water onder de thermocline heeft een andere temperatuur dan de laag erboven. De dichtheid van water verloopt niet-lineair met de temperatuur; water heeft zijn grootste dichtheid bij 4°C, bij hogere of lagere temperatuur is de dichtheid lager, waardoor de lagen alleen op contactvlak mengen (bron: <https://nl.wikipedia.org/wiki/Thermocline>)

(Figuur 1). Hierbij merken we op dat de concentratie opgelost ijzer, naar verwachting, in werkelijkheid aanzienlijk lager zal blijven dan getoond in de figuur. Verwacht wordt dat de concentratie door binding met organisch materiaal slechts ca. 5 mg.l-1 (Van de Genachte *et al.*, in voorbereiding) zal bedragen, terwijl ook sulfaat als volledig conservatief is beschouwd maar in zuurstofarme omstandigheden mogelijk tot vorming van (ijzer)sulfiden aanleiding kan geven. Hoewel lagere eindconcentraties van ijzer en – in mindere mate – sulfaat te verwachten zijn dan de berekeningen laten uitschijnen, is het gevolg alleszins een sterk gebiedsvreemde fysisch-chemische waterkwaliteit.



Figuur 1. De evolutie van de gemodelleerde concentraties [Cl<sup>-</sup>], [Na<sup>+</sup>], [SO<sub>4</sub><sup>-</sup>] en [Fe] in de groeiveijver MHZ in de loop van 40 jaar productie (Van de Genachte *et al.*, in voorbereiding, p. 28).

Er zijn geen indicaties voorhanden m.b.t. de verwachte alkaliniteit, zuurgraad, nutriënten- en zuurstoftoestand... In welke mate het proceswater andere stoffen zal meevoeren dan de vermelde, is onbekend. Ook in welke mate er omzettingen tijdens de toevoer en nabij het instroompunt van het proceswater zullen gebeuren die de concentraties in de waterkolom kunnen beïnvloeden of tot vorming van andere componenten (bv. HS<sup>-</sup>) kunnen leiden, is niet gekend. De toevoer van fosfor blijft mogelijk beperkt gezien er sprake is van behandeling met ijzerchloride. Ook de invloed van interne processen in de zandgroeve kan in dit advies niet beoordeeld worden. Al naargelang de omstandigheden kunnen bijvoorbeeld de hoge sulfaatwaarden mogelijk de afbraak van organisch materiaal in de plas bevorderen, waardoor de alkaliniteit en ammoniumwaarden kunnen verhogen, de toevoer van ijzer kan de vastlegging van fosfor versterken, maar vorming van ijzersulfiden kan die toegenomen bindingscapaciteit ook weer teniet doen enz. Ook veronderstellen de berekende waarden een volledig gemengd watervolume, terwijl er in werkelijkheid sprake kan zijn van zowel horizontale als verticale concentratiegradiënten. In dit advies beschouwen we louter een situatie waarin, met uitzondering van ijzer, de geschatte ionenconcentraties effectief tot stand komen, maar houden we geen rekening met eventuele bijkomende beperkingen voor de ecologische doelstelling.

Hoewel de vraag beperkt blijft tot de mogelijke effecten van sulfaat, behandelen we ook de overige stoffen waarvan sprake is in dit advies. Hierbij ligt de nadruk op hun afzonderlijke werking. Hun gezamenlijk effect wordt enkel in rekening gebracht in de zin van de te verwachten elektrische geleidbaarheid, vermits hierover relevante normering bestaat (zie 2).

De samenstelling van de gewenste doelvegetatie is vaag omschreven. In het tijdsbestek van dit advies konden geen gedetailleerde bijkomende gegevens omtrent de samenstelling van de (veenmos)vegetatie in de referentiegroeve Kikbeekbron worden verkregen. Wel is de aanwezigheid van gesteeld glaskroos (*Elatine hexandra*), pilvaren (*Pillularia globulifera*),

duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*) en stomp fonteinkruid (*P. obtusifolius*) gemeld (mondelingen mededeling J. Gorissen, 20/10/2016). Een kort veldbezoek in 2017 bevestigde alvast pilvaren en duizendknoopfonteinkruid (P. Oosterlynck, 6/10/2017). Hieruit blijkt de aanwezigheid van het Natura 2000 habitatype 'Oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren met vegetatie behorend tot de *Littorelletalia uniflora* en/of de *Isoeto-Nanojuncetea*' (3130) en lijken hooguit matig voedselrijke, zwak- tot matig gebufferde omstandigheden en een eerder geringe elektrolytconcentratie waarschijnlijk. Omdat de standplaatsvereisten van veenmossen niet uniform zijn, beperkt dit de nauwkeurigheid van mogelijke uitspraken in dit advies. Ook over de ruimtelijke situering van de doelvegetatie in relatie tot de finale oevermorfologie is er geen duidelijkheid. Nochtans is het belang hiervan aanzienlijk (zie 3).

## 2 Algemene normen

Voor stilstaande watertypen zijn fysisch-chemische normen voor een aantal variabelen vastgesteld ter ondersteuning van een goede ecologische toestand<sup>2</sup>. Om de relatie met wettelijke normen te leggen, moet het Vlaams watertype gekend zijn. Bij gebrek aan informatie hierover beschouwen we alle watertypen waarvoor veenmossen tot de te verwachten vegetatie behoren. Het grootste aantal 'typespecifieke' veenmossoorten wordt teruggevonden bij de sterk en matig zure watertypen (afgekort Zs, Zm) (Schneiders *et al.*, 2004)<sup>3</sup>. Van de 'typespecifieke' veenmossoorten kunnen *Sphagnum cuspidatum*, *S. denticulatum*, *S. fallax*, *S. fimbriatum*, *S. flexuosum*, *S. majus*, *S. palustre* en *S. papillosum* al dan niet in het water groeien; *S. compactum*, *S. molle*, *S. squarrosum*, *S. tenellum* en *S. teres* op de oever (Bouman, 2002; Hölzer, 2010). Bij de zwak gebufferde circumneutrale wateren en hun oevers (Czb) gaat het om *S. denticulatum*, *S. fimbriatum*, *S. flexuosum*, *S. palustre*, *S. squarrosum* en *S. teres*; bij diepe alkalische voedselarmere wateren (Awom) om *S. denticulatum*, *S. palustre*, *S. squarrosum* en *S. teres*. Voor de overige Vlaamse 'meertypen' worden geen veenmossoorten vermeld.

Het betreft vlak uitgroeiende, tapijtvormende soorten die in jonge verlandings- en oevervegetaties of overgangen naar belendende biotopen kunnen voorkomen. Door een sterker contact met interstitieel bodemwater, of overstromend oppervlaktewater, worden dergelijke veenmossen geacht een grotere gevoeligheid te vertonen voor zoutschade dan bultvormende, ombrotrafente veenmossen (Wilcox, 1984). Enkele soorten groeien eveneens submers (*S. cuspidatum*, *S. denticulatum*, *S. fallax*, *S. majus*), veelal in ondiep water, maar soms ook op aanzienlijke diepte (o.a. Bruinsma, 2012).

Voor de desbetreffende watertypen zijn de normen voor chloride, sulfaat en geleidbaarheid weergegeven in Tabel 1. Ook laatstgenoemde variabele is hier van belang gezien de hoge specifieke geleidbaarheid van de ionen waarvan een concentratiestijging wordt verwacht.

De norm voor sulfaat is in alle gevallen beduidend lager dan de geschatte eindconcentratie in Mechelse Heide Zuid. In zure wateren is de norm zelfs ca. 10 maal lager. Voor chloride moeten 9 van de 10 bepalingen lager blijven dan de gemiddelde eindconcentratie in zowel zure (Zs, Zm) als zwak-gebufferde circumneutrale wateren (Czb), terwijl in het diepe, alkalische type de 90-percentiel 40% hoger is dan de eindconcentratie.

---

<sup>2</sup> Bijlage 2.3.1 VLAREM

II, BS 21 MEI 2010. — Besluit van de Vlaamse Regering tot wijziging van het besluit van de Vlaamse Regering van 6 februari 1991 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning en van het besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne, voor wat betreft de milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewateren, waterbodems en grondwater.

<sup>3</sup> Al deze soorten worden in de verdere tekst in het vet aangeduid. Nog andere veenmossoorten kunnen eventueel aanwezig zijn, bv. *S. magellanicum*, *S. rubellum*, *S. capillifolium* in zure wateren; *S. inundatum*, *S. subnitens*, *S. subsecundum*, vooral in meer circumneutrale wateren.

Vertrekkend van de geschatte eindconcentraties voor sulfaat, natrium en chloride wordt een elektrische geleidbaarheid berekend van ca. 2950  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Hierbij is er van uitgegaan dat er in het geheel geen ijzer in oplossing blijft en ook alle andere ionen buiten spel blijven. De bekomen waarde is sowieso voor alle relevante watertypen een veelvoud van de norm (met een factor 4, 8 of 30). Door rekening te houden met bijkomende ionen zal een nog hogere waarde worden bekomen.

Onder de bepalingen m.b.t. het bereiken van een 'goed ecologisch potentieel' voor een sterk veranderd of kunstmatig waterlichaam in plaats van een 'goede ecologische toestand', is een afwijking van de generieke normen voor een 'meerwaterlichaam' mogelijk voor zowel chloride, sulfaat als elektrische geleidbaarheid (cf. hoger vermeld besluit Art. 2.3.1.3.). Hierin moeten echter ook bijkomende fysisch-chemische randvoorwaarden (incl. nutriënten) en alle biologische kwaliteitselementen worden betrokken. Dit valt buiten het kader van dit advies.

Tabel 1. Geselecteerde Vlare II-normen voor relevante watertypen.

norm	Zs en Zm	Czb	Awom
chloride (90 percentiel; $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	20	70	140
sulfaat (gemiddeld; $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	15	50	100
elektrische geleidbaarheid (90 percentiel; $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	100	350	750

### 3 Gevolgen van sulfaatbelasting

Potentiële vorming van ijzerverbindingen en beschikbaarheid van vlot afbreekbaar organisch materiaal zijn, zowel in diepe wateren als in moerassen, sleutelfactoren voor de gevolgen van sulfaattoevoer voor de fosforhuishouding en de eventuele vorming van toxische componenten.

Wat nutriënten betreft merken we op dat hoge sulfaatbelasting doorgaans gepaard gaat met hogere fosforbeschikbaarheid en dus een eutrofiëringsrisico inhoudt (Osté *et al.*, 2010). Caraco *et al.* (1989) vonden dat meren met sulfaatconcentraties onder 6  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  doorgaans weinig fosformobilisatie uit het sediment vertonen. Meren met sulfaatconcentraties van 10 tot 30  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  hebben vrij lage waarden als het hypolimnion oxisch blijft, maar een anoxisch hypolimnion gaat veeleer gepaard met zeer hoge waarden. De in tabel 2 getoonde diagnostische criteria m.b.t. de kwaliteit van aanvoerwater (dat meer geconcentreerd zal zijn dan het water in MHZ zelf) bij diepe plassen voor een goede, matige en slechte toestand in Nederland zijn richtinggevend voor het risico op eutrofiëring. Hieruit blijkt dat de voor Mechelse Heide Zuid geschatte eindconcentratie in de waterkolom bijna tien maal hoger is dan het opgegeven maximum voor een matige kwaliteit<sup>4</sup>.

Tabel 2. Indicatoren voor de diagnose van diepe plassen en de bijhorende grenswaarden voor een goede, matige en slechte toestand in Nederland (Osté *et al.*, 2010).

goed	matig	slecht
sulfaat < 10 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	sulfaat 10-19 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	sulfaat > 19 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$

<sup>4</sup> Met betrekking tot het gebruik van Fe:P verhoudingen in sediment en poriewater in relatie tot verwachtingen voor interne eutrofiëring verwijzen we naar Geurts *et al.* (2008) en Osté *et al.* (2010).

alkaliniteit < 1 meq.l <sup>-1</sup>	alkaliniteit 1-2 meq.l <sup>-1</sup>	alkaliniteit > 2 meq.l <sup>-1</sup>
--------------------------------------	--------------------------------------	--------------------------------------

Sulfidevorming treedt (na reductie van alle nitraat) op in anaërobe omstandigheden, dus vooral in een milieu waar veel organisch materiaal voorradig is (Loeb *et al.*, 2007; Geurts *et al.*, 2009). Dit kan, indien er weinig ijzer voorradig is, leiden tot vrij sulfide, wat zeer giftig is voor bepaalde moeras-en waterplanten (Smolders *et al.*, 2003; Van der Welle *et al.*, 2007; Lamers *et al.*, 2013). Naast andere organismen zijn alvast sommige veenmossen hiervoor sterk gevoelig (Ferguson & Lee, 1979). Sulfaatreductie kan ook de afbraak van organisch materiaal bevorderen door de productie van alkaliniteit die er mee gepaard gaat.

Sulfaat heeft een negatieve invloed op methaanvorming bij de afbraak van organisch materiaal, waardoor de vorming van drijftillen en drijfzomen geremd kan worden (Lamers *et al.*, 1999; Smolders *et al.*, 2002; Loeb *et al.*, 2007). Dit kan de uitbreiding en diversifiëring van oever- annex verlandingsvegetaties in bepaalde situaties hypothekeren.

## 4 Invloed van tijdelijke en lokale omstandigheden

De vermelde concentraties verwijzen naar gemiddelden voor het volledige watervolume bij een perfecte menging. De 'ecologische realiteit' kan hier sterk van afwijken. Bij jaarlijkse stratificatie bijvoorbeeld, kan reductie van sulfaat tot toxisch waterstofsulfide optreden in diepere, zuurstofarmere delen. Bij het verdwijnen van de spronglaag kan dit over het volledige volume wordt verdeeld.

In de oeverzone worden de groeiomstandigheden en de blootstelling aan het water van de plas in belangrijke mate bepaald door de plaats ten opzichte van de waterspiegel en de ontwikkeling van de vegetatie zelf. Peilvariatie in de plas en het plaatselijk oeverprofiel bepalen in grote mate of er sprake is van periodieke inundatie (en wanneer), dan wel van permanent contact via opstijgend bodemwater. Ook windwerking en accumulatie van materiaal zijn hierbij van belang. Daarnaast spelen weersomstandigheden en evapotranspiratie in op de waterverzadiging, de concentratie van opgeloste stoffen en redoxreacties in de bodem. Delen van de oeverzone in Mechelse Heide Zuid worden in belangrijke mate gevoed door uitstromend ionenarm kwelwater dat het water van de plas langsheen de oever, vooral in ondiepe, meer beschutte delen, zal verdunnen. Tot slot kan de accumulatie van organisch materiaal door verlandings- en oevervegetatie zorgen voor hydrologische isolatie en kunnen biogeochemische omzettingen (bv. sulfidevorming) en uitwisseling van ionen (bv. door veenmossen) optreden die bepaalde soorten al dan niet begunstigen.

## 5 Auto-ecologie van veenmossen

### 5.1 Algemene bemerkingen

In de volgende paragrafen geven we een beknopt overzicht van de meer relevante informatie m.b.t. tot het voorkomen en de groei van veenmossoorten in relatie tot de vermelde stoffen. Veel van de zeer omvangrijke literatuur over de ecologische vereisten van veenmossen heeft evenwel betrekking op reeds meer ontwikkelde hoog- en laagveenvegetaties op venige bodem of in petgaten, of op de verzuringsproblematiek en valt hier buiten het aandachtsveld. Het overzicht blijft ook grotendeels beperkt tot richtinggevende literatuur die specifiek betrekking heeft op veenmossen, zonder te streven naar volledigheid.

Een tweede bemerking is dat resultaten die in experimentele omstandigheden zijn bekomen, niet noodzakelijk hoeven te sporen met veldwaarnemingen. Zowel de beperkte looptijd van

experimenten als afwijkende milieuomstandigheden (incl. interacties tussen factoren) en eventueel intraspecifieke verschillen tussen de onderzochte organismen kunnen een belangrijke invloed uitoefenen.

We zijn uitgegaan van de identificatie en naamgeving zoals die door auteurs is vermeld. Er is niet getracht om na te gaan of het altijd wel effectief hetzelfde taxon betreft, maar we geven mee dat naamsverwarring frequent voorkomt bij veenmossen.

Mossen zijn doorgaans minder zouttolerant dan vaatplanten (Pouliot *et al.*, 2012; Rezanezhad *et al.*, 2012) en veenmossen komen overwegend voor bij totale ionenconcentraties van minder dan 2 mmol.l<sup>-1</sup> (Bloemendaal *et al.*, 1988). Kooijman & Kanne (1993) bekwamen een betere groei van *S. fallax* en *S. subnitens* in regenwater dan in mineraalrijker grond- of rivierwater. Een blik op de waarden vermeld in de 'Aanleiding' van dit advies maakt al duidelijk dat hier, althans in de onmiddellijke invloedssfeer van het oppervlaktewater, geen ideale omstandigheden voor de ontwikkeling van veenmossen zullen voorkomen. In meer minerogene omstandigheden worden ook minder veenmossoorten aangetroffen (Gignac & Vitt, 1990).

## 5.1 Sulfaat als beperkende factor

Gąbka & Lamentowicz (2008) vermelden voor de veenmosrijke verlandingsvegetaties (vooral *S. fallax*, maar ook *S. denticulatum*, *S. flexuosum*, *S. teres* en andere veenmossoorten) in 26 Poolse meren die weinig menselijke invloed ondervinden, een maximale sulfaatwaarde van 40 mg.l<sup>-1</sup> in het interstitieel water.

Voor Nederlandse referentiesituaties met dominantie van *Sphagnum cuspidatum* geven Arts *et al.* (2007) een bereik tot ca. 1,1 mg.l<sup>-1</sup> voor zomerconcentraties in het water.

Sulfaat is minder toxisch voor veenmossen dan (bi)sulfiet (Ferguson *et al.*, 1978). Een sulfaatconcentratie van 770 mg.l<sup>-1</sup> had geen onmiddellijk effect op de fotosynthetische activiteit van *S. recurvum* (Ferguson & Lee, 1979). Langdurige wekelijkse *in situ* berekening met een sulfaatoplossing van 480 mg.l<sup>-1</sup> in een hoogveen verminderde de chlorofylconcentratie bij *S. magellanicum* en *S. recurvum*, de lengtegroei van *S. imbricatum*, *S. papillosum*, *S. magellanicum* en *S. recurvum*, evenals de toename van het drooggewicht bij *S. imbricatum*, *S. magellanicum* en *S. recurvum* (Ferguson & Lee, 1980). *S. recurvum* omvat een complex van soorten, waaronder *S. fallax* en *S. flexuosum*.

## 5.2 Natrium, chloride en ionenconcentratie als beperkende factoren

Voor interstitieel water uit veenmosrijke verlandingsvenen in Polen worden maximale waarden voor chloride (62 mg.l<sup>-1</sup>) en natrium (23,4 mg.l<sup>-1</sup>) gerapporteerd die aanzienlijk lager zijn dan de geschatte eindconcentraties in MHZ (Gąbka & Lamentowicz, 2008).

De hoogste door Wojtuń *et al.* (2013) in oppervlaktewater gemeten gemiddelde natriumconcentratie voor 33 veenmostaxa is slechts 1,9 mg.l<sup>-1</sup> (*S. palustre*). Van dezelfde grootteorde zijn de gemiddelde natriumconcentraties tijdens de zomer in Nederlandse referentiesituaties met waterveenmosgemeenschappen (max. 2,5 mg.l<sup>-1</sup>) (Arts *et al.*, 2007).

Bij een groot aantal Bulgaarse locaties met veenmossen (18 taxa) was de hoogste gemeten geleidbaarheid 280 µS.cm<sup>-1</sup> (*S. contortum*) (Hájková & Hájek, 2007).

Wilcox (1984) onderzocht de tolerantie van *S. recurvum* voor NaCl bij gedeeltelijke immersie in een groeimedium en in een opstelling met sterkere verdamping waarbij zichtbare zoutexcretie bevorderd werd. In het eerste geval werd bij een chlorideconcentratie van 1500

mg.l<sup>-1</sup> na 45 dagen geen sterfte vastgesteld, maar wel een verminderde lengtegroei vanaf 300 mg.l<sup>-1</sup> (de laagste concentratie volgend op nul mg.l<sup>-1</sup>), terwijl de geschatte biomassa-productie maximaal was bij 500 mg.l<sup>-1</sup> (mogelijk echter een artefact van de schattingsmethode bij meer compacte groei als gevolg van waterstress). In de opstelling met sterke verdamping was er reeds sterfte bij 300 mg.l<sup>-1</sup>.

***S. palustre*** en *S. subsecundum* vertonen geen lengtegroei of vertakking meer bij een concentratie kunstmatig zeezout van 4,5 ppt, wat overeenstemt met een geleidbaarheid van iets meer dan 8000  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Ward, 2013).

Pouliot *et al.* (2013) bekwamen met *S. warnstorffii* in petrischalen een lineaire toename in de vorming van capitulae ('hoofdjes') bij immersie gedurende zeven dagen in zoutconcentraties (NaCl, Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> of beide) van 0 en 100 mg.l<sup>-1</sup>. Bij 300 mg.l<sup>-1</sup> werd na enkele dagen een maximum bereikt, waarna de productie afnam. Er was zelfs bij een zoutgehalte van 750 mg.l<sup>-1</sup> (en dus een natriumconcentratie van meer dan 200 mg.l<sup>-1</sup>) en een blootstelling tot 100 dagen geen acute toxiciteit, maar de regeneratiecapaciteit nam af bij verhoogde zoutconcentratie. Hierbij had een meer langdurig contact een groter effect, maar de aard van het zout speelde geen rol. Vermoed wordt dat veenmossen een hogere gevoeligheid voor zout vertonen dan andere mossen door hun sterkere capaciteit voor kationenuitwisseling.

### 5.3 IJzer als beperkende factor

Ijzertoxiciteit in velen is een gekend fenomeen en goed onderzocht voor hogere planten (o.a. Snowden & Wheeler, 1993). Voor (veen)mossen is de kennis eerder onvolledig, maar meestal wordt de gevoeligheid lager geacht. Spratt & Wieder (1988) vonden geen verminderde groei of chlorofylconcentratie na een periode van 33 dagen bij een Fe<sup>2+</sup>-concentratie van 10 mg.l<sup>-1</sup> voor ***S. fallax***, maar wel voor de Amerikaanse *S. henryense*. Aggenbach *et al.* (2013) vermelden voor ***S. squarrosus*** ijzerconcentraties tot 348 mg.l<sup>-1</sup> en een positief verband tussen zuurtegraad en ijzertolerantie.

## Conclusie

---

De waarden van natrium en chloride en de totale ionenconcentraties die bereikt kunnen worden in de waterkolom van de zandgroeve 'Mechelse Heide Zuid' door de toevoer van het proceswater na een productieperiode van een 40-tal jaar, zijn aanzienlijk hoger dan deze die in de natuur voor veenmosrijke vegetaties worden aangetroffen. Dit indiceert dat ze ongunstig zullen zijn voor de vestiging van dergelijke vegetaties.

De effecten van de afzonderlijke bestanddelen zijn echter minder duidelijk. Experimenteel onderzoek heeft tot nu toe vaak betrekking op andere soorten, vergelijkt controles met nog hogere concentraties dan de verwachte, zodat het onbekend blijft of negatieve gevolgen reeds in het tussenliggende bereik optreden, en blijft beperkt tot de kortere termijn. De omstandigheden zijn vaak ook niet echt vergelijkbaar met deze bij kolonisatie op een meer minerale bodem.

Bovendien kan de toevoer van ionenarmer kwelwater in het geval van Mechelse Heide Zuid lokaal tot veel lagere concentraties in de oeverzone dan in de waterkolom leiden. Het behoud van meer gunstige omstandigheden in sommige natte, maar weinig of niet overstroomde oeverzones, valt dan ook niet uit te sluiten.

De verwachte waarden voor sulfaat, chloride en elektrisch geleidend vermogen zijn niet conform aan de Vlare II-normen. Ze ondersteunen voor geen enkel natuurlijk Vlaams watertype waarin veenmossen verwacht mogen worden of waartoe het waterlichaam mogelijk gerekend mag worden, noch voor enig ander zoet meer watertype, de ecologisch goede toestand.



De zeer hoge resulterende sulfaatwaarde impliceert een aanzienlijk risico op (interne) eutrofiëring van de plas. De mogelijke gevolgen voor de nutriëntenhuishouding kunnen niet uit de beschikbare gegevens worden afgeleid en vergen nader onderzoek.

## Referenties

---

Aggenbach C.J.S., Emsens W.-J., Cirkel D.G., Smolders A.J.P., Stuyfzand P.J., van Diggelen R. (2013) Onderzoek aan biochemie en experimentele maatregelen voor het herstel van beekdalvenen. Rapport 1e fase. Directie AgroKennis, Ministerie van Economische Zaken.

Arts G.H.P., Smolders A.J.P., Belgers J.D.M. 2007. Kwaliteit van oppervlaktewater, poriewater en sediment in relatie tot de vegetatiekundige samenstelling van 60 aquatische referentiepunten: een statistische analyse. Alterra-rapport 1479, Alterra, Wageningen.

Bloemendaal F.H.J.L., Roelofs J.G.M., de Lyon M.J.H. (1988) Saliniteit en chemische typologie. In Bloemendaal F.H.J.L., Roelofs J.G.M. (red.) Waterplanten en waterkwaliteit. KNNV, Utrecht, p. 79-97.

Bruinsma J. (2012) Preliminary report on plant research by diving in deep water in The Netherlands. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 24: 10-20.

Bouman A.C. 2002. De Nederlandse veenmossen. Flora en verspreidingsatlas van de Nederlandse Sphagnopsida. Natuurhistorische bibliotheek nr. 70. Bryologische en Lichenologische Werkgroep van de KNNV.

Caraco N.F., Cole J.J., Likens G.E. (1989) Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. Nature 341: 316-318.

Ferguson P., Lee J.A. (1979) The effects of bisulphite and sulphate upon photosynthesis in *Sphagnum*. New Phytologist 82: 703-712.

Ferguson P., Lee J.A. (1980) Some effects of bisulphite and sulphate on the growth of *Sphagnum* species in the field. Environmental Pollution: 21 59-71.

Ferguson P., Lee, J.A., Bell J.N.B. (1978.) Effects of sulphur pollutants on the growth of *Sphagnum* species. Environmental Pollution 16: 151-162.

Gąbka M., Lamentowicz M. (2008) Vegetation-environment relationships in peatlands dominated by *Sphagnum fallax* in Western Poland. Folia Geobotanica 43: 413-429.

Geurts J.J.M., Smolders A.J.P., Verhoeven J.T.A., Roelofs J.G.M., Lamers L.P.M. (2008) Sediment Fe:PO<sub>4</sub> ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. Freshwater Biology 53: 2101-2116.

Geurts J.J.M., Sarneel J.M., Willers B.J.C., Roelofs J.G.M., Verhoeven J.T.A., Lamers L.P.M. (2009) Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: a mesocosm experiment. Environmental Pollution 157 2072-2081.

Gignac L.D., Vitt D.H. (1990) Habitat Limitations of *Sphagnum* along climatic, chemical, and physical gradients in mires of Western Canada. The Bryologist 93: 7-22.

Hájková P., Hájek M. (2007) *Sphagnum* distribution patterns along environmental gradients in Bulgaria. Journal of Bryology 29: 18-26.

Hölzer A. (2010) Die Torfmoose Südwestdeutschlands und nachbargebiete. Weissdorn-Verlag, Jena.

Kooijman A.M., Kanne D.M. (1993) Effects of water chemistry, nutrient supply and interspecific interactions on the replacement of *Sphagnum subnitens* by *S. fallax* in fens. *Journal of Bryology* 17: 431-438.

Lamers L.P.M., Farhoush C., Van Groenendael J.M., Roelofs J.G.M. (1999) Calcareous groundwater raises bogs; the concept of ombrotrophy revisited. *Journal of Ecology* 87: 639-648.

Lamers L.P.M., Govers L.L., Janssen I.C.J.M., Geurts J.J.M., Van der Welle M.E.W., Van Katwijk M.M., Van der Heide T., Roelofs J.G.M., Smolders A.J.P. (2013) Sulfide as a soil phytotoxin—a review. *Frontiers in Plant Science* 4: 1-14.

Loeb R., van Daalen E., Lamers L.P.M., Roelofs J.G.M. (2007) How soil characteristics and water quality influence the biogeochemical response to flooding in riverine wetlands. *Biogeochemistry* 85: 289-302.

Osté A., Jaarsma N., van Oosterhout F. (2010) Een heldere kijk op diepe plassen. STOWA-rapport 2010-38, STOWA, Amersfoort.

Pouliot R., Rochefort L., Graf M.D. (2012) Impacts of oil sands process water on fen plants: Implication for plant selection in required reclamation projects. *Environmental Pollution* 167: 132-137.

Pouliot R., Rochefort L., Graf M.D. (2013) Fen mosses can tolerate some saline conditions found in oil sands process water. *Environmental and Experimental Botany* 89: 44–50.

Rezanezhad F., Andersen R., Pouliot R., Price J.S., Rochefort L., Graf M.D. (2012) How vegetation structure affects the transport of oil sands process-affected waters. *Wetlands* 32: 557-570.

Schneiders A., Denys L., Jochems H., Vanhecke L., Triest L., Es K., Packet J., Knuysen K., Meire P. (2004) Ontwikkelen van een monitoringsysteem en een beoordelingsmethode voor macrofyten in oppervlaktewateren in Vlaanderen overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water. Rapporten Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2004.1

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

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

Snowden R.E.D., Wheeler B.D. (1993) Iron toxicity to fen plant species. *Journal of Ecology* 8: 35-46.

Spratt A.K. & Wieder R.K. (1988) Growth responses and iron uptake in *Sphagnum* plants and their relation to acid mine drainage treatment. In: Brown D.S (ed.), *Proceedings American Society of Mining and Reclamation, Volume I: mine water and mine waste*. United States Department of the Interior, Bureau of Mines, p. 279-285.

Van de Genachte G., Patyn J., De Coster K. (in voorbereiding) Ecologische en hydrologische scenarioverkenning waterbeheer exploitatie Maasmechelen. In voorbereiding.

Van der Welle M.E.W., Niggebrugge K., Lamers L.P.M., Roelofs J.G.M. (2007) Differential responses of the freshwater wetland species *Juncus effusus* L. and *Caltha palustris* L. to iron supply in sulphidic environments. *Environmental Pollution* 147: 222–230.

Ward A. (2013) Salinity tolerance of four bryophyte species: *Sphagnum palustre*, *Sphagnum subsecundum*, *Mnium hornum* and *Aulacomnium palustre*, living in a sea-level fen. Thesis Central Connecticut State University, New Britain.

Wilcox D.A. (1984) The effects of NaCl deicing salts on *Sphagnum recurvum* P. Beauv. *Environmental and Experimental Botany* 24: 295–304.

Wojtuń B., Sendyk A., Martyniak D. (2013) *Sphagnum* species along environmental gradients in mires of the Sudety Mountains (SW Poland). *Boreal Environment Research* 18: 74-88.