

Vervolgonderzoek verontreiniging Tungelroyse beek

14 maart 2012

Vervolgonderzoek verontreiniging Tungelroyse beek

Risico's, vrachten, bronnen, maatregelen

Verantwoording

Titel	Vervolgonderzoek verontreiniging Tungelroyse beek
Opdrachtgever	Waterschap Peel en Maasvallei
Projectleider	ir. J. Steketee
Auteur(s)	ir. J. Steketee, dr. D. Lud, dr. J. Nijburg, drs. B. van Dinther
Projectnummer	4734310
Aantal pagina's	110 (exclusief bijlagen)
Datum	14 maart 2012
Handtekening	Ontbreekt in verband met digitale verwerking. Dit rapport is aantoonbaar vrijgegeven.

Colofon

Tauw bv
Business Unit Bedrijven
Handelskade 11
Postbus 133
7400 AC Deventer
Telefoon +31 57 06 99 91 1
Fax +31 57 06 99 66 6

Dit document is eigendom van de opdrachtgever en mag door hem worden gebruikt voor het doel waarvoor het is vervaardigd met inachtneming van de rechten die voortvloeien uit de wetgeving op het gebied van het intellectuele eigendom.
De auteursrechten van dit document blijven berusten bij Tauw. Kwaliteit en verbetering van product en proces hebben bij Tauw hoge prioriteit. Tauw hanteert daartoe een managementsysteem dat is gecertificeerd dan wel geaccrediteerd volgens:

- NEN-EN-ISO 9001

Inhoud

Verantwoording en colofon	5
Samenvatting	11
1 Inleiding.....	15
2 Uitgangspunten en werkwijze	17
2.1 Onderzoeksgebied	17
2.2 Fasering	18
2.3 Uitgangspunten	18
2.4 Werkwijze	20
2.4.1 Bepaling van de risico's.....	20
2.4.2 Vrachtverdeling	21
2.4.3 Bodemkartering en grondwateronderzoek	21
2.4.4 Bronnen en processen	21
2.4.5 Mangaanonderzoek Nyrstar	22
2.4.6 Onderzoek waterbodem en bezinkbaar slib	22
2.4.7 Evaluatie werking slibvang	22
2.4.8 Inschatten afzetting van slib	23
2.4.9 Rapportage, integratie, maatregelen	23
3 Concentraties, toetsing aan normen en trends	25
3.1 Inleiding	25
3.2 Concentraties meetperiode 2010 / 2011	25
3.2.1 Inleiding	25
3.2.2 Metalen	26
3.3 Algemene kwaliteitsparameters KRW	28
3.4 Trends	30
3.5 Vergelijking met andere oppervlaktewateren in de Kempen	32
3.6 Discussie, conclusies en aanbevelingen	33
4 Ecologie	35
4.1 Inleiding	35
4.2 Wensbeelden	36
4.2.1 Beektype-beschrijving	36
4.2.2 Vissen.....	38

4.2.3	Macrofauna	38
4.2.4	Diatomeeën	38
4.2.5	Macrofyten.....	38
4.3	Resultaten van de beoordeling op KRW doelstelling R5.....	38
4.3.1	Vissen.....	39
4.3.2	Macro-fauna	39
4.3.3	Diatomeeën	40
4.3.4	Planten	40
4.3.5	Waterkwaliteit en -kwantiteit.....	41
4.4	Discussie en conclusies	41
4.4.1	Belemmerende factoren	41
4.4.2	Invloed van zware metalen.....	42
4.4.3	Methoden van beoordelen.....	42
4.5	Samenvatting, discussie, conclusies en aanbevelingen	43
5	Risico-beoordeling	45
5.1	Achtergrond.....	45
5.2	Uitgangspunten en werkwijze.....	45
5.3	Resultaten risico-beoordeling	47
5.3.1	Humane risico's	47
5.3.2	Risico's voor vee	48
5.3.3	Sproeiwater voor planten	49
5.3.4	Ecologie - waterfase	49
5.3.5	Mangaan	51
5.4	Verspreiding naar oppervlaktewater	53
5.5	Verspreiding naar grondwater	53
5.6	Risicobeoordeling met de waterbodempkwaliteit als vertrekpunt.....	54
5.6.1	Inleiding	54
5.6.2	SEDIAS-toetsing	54
5.7	Evaluatie standaardrisicobeoordeling, locatie-specifieke aanpassingen	58
5.7.1	Evaluatie standaardbeoordeling	58
5.7.2	Locatie-specifieke factoren.....	58
5.8	Samenvatting en conclusies.....	62
6	Vrachten	65
6.1	Inleiding	65
6.2	Herkomst verontreinigingen en verloop van concentraties	65
6.2.1	Effecten lozing Nyrstar	65
6.2.2	Mangaan	65

6.2.3	Cadmium en zink.....	66
6.2.4	Verdeling van de vrachten.....	66
7	Bronnen en processen.....	69
7.1	Inleiding	69
7.2	Mangaan	70
7.3	Cadmium en zink.....	72
7.4	Discussie en conclusies	73
8	Slibkwaliteit en werking slibvang	75
8.1	Inleiding	75
8.2	Slibkwaliteit in potjes	75
8.2.1	Werkwijze en processen.....	75
8.2.2	Veranderingen in slibkwaliteit in het beektraject	78
8.2.3	Discussie en conclusie	79
8.3	Kwaliteit waterbodem	80
8.4	Werking slibvang	87
9	Ontwikkelingen en maatregelen	95
9.1	Ontwikkelingen	95
9.1.1	Mangaan	95
9.1.2	Cadmium en zink.....	95
9.2	Maatregelen	96
9.2.1	Noodzaak, haalbaarheid en effectiviteit	96
9.2.2	Mangaan	97
9.2.3	Maatregelen die het Waterschap kan treffen	98
10	Conclusies en aanbevelingen	101
10.1	Conclusies	101
10.2	Discussie en aanbevelingen.....	106
11	Referenties	107

Bijlage(n)

1. Rapportage Deltares
2. Risicobeoordeling
3. Aanvullend onderzoek
4. Aanvullende gegevens slibkwaliteit
5. Aanvullende informatie ecologie

Samenvatting

Het water en de waterbodem van de Tungelroyse beek zijn verontreinigd met cadmium en zink. Na sanering van de waterbodem raken sommige locaties in relatief korte tijd opnieuw verontreinigd. Daarnaast blijkt uit onderzoek dat in de bovenloop een zwart neerslag, bestaande uit mangaanoxiden, ontstaat op planten en dieren die in het water leven. Dit is gerelateerd aan relatief hoge mangaanconcentraties in het water. De verontreinigingen kunnen een van de oorzaken zijn dat de ecologische kwaliteit van de Tungelroyse beek niet voldoet aan de doelstellingen zoals vereist ten aanzien van de kaderrichtlijn Water.

Gezien deze waarnemingen is nader onderzoek uitgevoerd naar de verontreiniging, met als doel om de volgende vragen te kunnen beantwoorden:

1. Wat is de herkomst van de verontreinigingen?
2. Wat zijn de risico's?
3. Welke relevante processen spelen zich in de beek af?
4. Zijn maatregelen nodig en zo ja, welke maatregelen zijn dan het meest effectief?

Het onderzoek is als volgt uitgevoerd:

1. De herkomst van de verontreinigingen is onderzocht via een uitgebreide monitoring van de waterkwaliteit in de periode 2010 / 2011. Op een groot aantal meetpunten is de waterkwaliteit 1x per twee weken onderzocht en zijn debieten gemeten. Tevens is onderzoek gedaan naar de grondwaterkwaliteit en de bodemopbouw in het Kruispeelgebied, de waterbodembodemkwaliteit in de beek en de kwaliteit van bezinkbaar slib
2. De waterkwaliteit is getoetst aan de standaardnormen, locatie-specifieke grenswaarden (gebaseerd op de actuele waterkwaliteit) en er zijn risico-beoordelingen uitgevoerd met modelberekeningen. Beoordeeld zijn de risico's voor organismen, mensen die recreëren of vissen in de beek en vee dat drinkt uit de beek. Zowel de water- als de waterbodembodemkwaliteit zijn beoordeeld
3. Processen in de beek zijn bijvoorbeeld bezinking van (verontreinigd) slib, verplaatsing van slib, binding van opgeloste verontreinigingen aan slibdeeltjes et cetera. Deze processen zijn onderzocht door interpretatie van de waarnemingen uit het monitorings-programma en laboratoriumonderzoek
4. De noodzaak van het treffen van maatregelen volgt uit de actuele risico's, te verwachten ontwikkelingen in de water(bodem)kwaliteit en een kosten / baten analyse

Bij de bespreking van de resultaten wordt de nadruk gelegd op het beektraject Zuid-Willemsvaart - instroom Raam omdat hier de problemen met de waterkwaliteit het meest uitgesproken zijn.

Uit de monitoring blijkt dat de oorsprong van de verontreinigingen bovenstrooms van de duiker onder de Zuid-Willemsvaart is gelegen. Cadmium en zink komen hoofdzakelijk vrij in het gebied van vennen en peelen tussen de Hamonterbeek en de Oude Tungelroyse beek, waarschijnlijk vooral als gevolg van uitspoeling van de bodem. Mangaan is hoofdzakelijk afkomstig uit de lozing van Nyrstar (circa 90 %). Kwel of drainage hebben in het Kruispeelgebied zelf hooguit een geringe bijdrage aan de belasting van de beek. Verder vertegenwoordigt de lozing van Nyrstar een belangrijk deel van de vrachten aan chloride, sulfaat, fosfor en hardheid die bij de duiker zijn gemeten, hoewel het instromende water (Hamonterbeek) ook al relatief hard is. De lozing is geen belangrijke bron van cadmium en zink (globaal 10 – 20 % van de vracht bij de duiker) en ook niet van zwevende stof.

De concentraties van cadmium en zink zijn sinds 2008 aanzienlijk gedaald. Ook zijn de concentraties in de zomer duidelijk lager dan in de winter, in tegenstelling tot mangaan en andere parameters die hoofdzakelijk uit de lozing afkomstig zijn. De verhoogde concentraties in de winter wijzen op een diffuse oorsprong: uit- en afspoeling van de bodem.

Uit de standaardtoetsing blijkt dat cadmium aan de norm voldoet maar zink niet. Dit is een algemeen beeld in de Kempen. Verder geldt dat de waterkwaliteit in KRW-termen matig tot slecht is wat betreft totaal-P en in de bovenloop matig tot slecht wat betreft chloride. Gezien de algemene verspreiding in de beek, is de voornaamste bron van fosfor in het stroomgebied wellicht de landbouw maar dit geldt niet voor de bovenloop (zie 1^e alinea). Ook sulfaat is relatief hoog. Stikstof, zuurstofverzadiging en pH worden als goed tot zeer goed beoordeeld. Voor mangaan bestaat geen formele norm, er is een risico-grenswaarde afgeleid op basis van literatuurgegevens. Deze waarde wordt in het Kruispeelgebied overschreden. Het water in de Tungelroyse beek is relatief hard en de pH is vrij hoog. Beide factoren zijn gunstig uit oogpunt van de toxiciteit van metalen en daarom mogen hogere normwaarden worden gehanteerd. Ook na deze correcties blijven de jaargemiddelde concentraties van zink (alle meetpunten) en mangaan (vanaf lozing Nyrstar tot Diesterbaan) te hoog, de zomergemiddelde concentraties van zink voldoen vaak wel aan de gecorrigeerde norm, echter niet in de Kruispeel.

Uit de risico-beoordelingen volgt dat recreatie en beperkte visconsumptie geen risico's voor mensen met zich meebrengen. De risico's van de waterbodemkwaliteit voor organismen zijn beperkt, zodat maatregelen op dit gebied niet nodig zijn (mangaan kon in dit opzicht niet worden beoordeeld). Voor water zijn er ecologische risico's wat betreft zink en mangaan, vooral in het Kruispeelgebied. Naast een mogelijke toxische werking als gevolg van opname, heeft mangaan ook een effect doordat sommige organismen met een laag van zwarte mangaanoxiden worden bedekt. Hierdoor sterven waterplanten af en ondervinden organismen die via kieuwen of huid ademen mogelijk ook schade.

Uit laboratoriumonderzoek blijkt dat concentraties van opgelost cadmium, zink en mangaan in watermonsters in de loop van de tijd dalen. Gesteld kan worden dat het water een 'zelfreinigend vermogen' heeft als gevolg van adsorptie van metalen aan zwevende stof en oxidatie van mangaan, resulterend in nieuwvorming van mangaan(hydr)oxiden die metalen binden. Dit laatste proces wordt aanzienlijk versneld als er plantendelen aanwezig zijn en de temperatuur hoog is.

Uit de monitoring blijkt dat er op meerdere plaatsen herverontreiniging van de waterbodem optreedt, vooral in de Kruispeel, maar ook op andere locaties, vermoedelijk omdat dit luwe zones zijn waar veel slib bezinkt. De zone met hoge metaalgehalten in de Kruispeel kan zich verder uitbreiden. Momenteel is nog onvoldoende duidelijk of de slibvang deze uitbreiding kan begrenzen. Wel is duidelijk dat de slibvang weinig bijdraagt aan risico-reductie, aangezien de risico's vooral door opgeloste metalen worden veroorzaakt. Een definitieve slibvang kan beter verder stroomopwaarts worden gerealiseerd omdat er in de Kruispeel als gevolg van lage stroomsnelheden veel bezinking optreedt.

Een ontoereikende ecologische kwaliteit, zoals die geconstateerd is in de Tengelroyse beek, wordt nagenoeg nooit door één enkele factor bepaald. Hoewel het aannemelijk is dat de waterkwaliteit een belangrijke rol speelt in met name het traject duiker – instroom Raam, kunnen andere aspecten ook een rol spelen, zoals hydromorfologische factoren, gebrek aan beschaduwing en substraten en migratie-knelpunten voor vissen. Het is daarom niet mogelijk om kwantitatief aan te geven in welke mate de ecologische kwaliteit toeneemt bij verbetering van de waterkwaliteit. Aangezien meerdere parameters en verschillende bronnen van invloed zijn op de waterkwaliteit, wordt geadviseerd om de waterkwaliteit te verbeteren door de aanleg van een zuiveringsmoeras in het gebied van de Oude Tengelroyse beek. Hiermee is in meerdere opzichten een verbetering te realiseren. Behalve metalen kunnen ook fosfaat en hardheid worden verwijderd. Verder kan slib bezinken en kan afkoeling van het effluent plaatsvinden. Zouten (chloride, sulfaat) worden niet of in geringe mate verwijderd.

Hoewel de ontwerpparameters nog onvoldoende duidelijk zijn, is een eerste inschatting dat een zuiveringsmoeras gerealiseerd kan worden tegen totale kosten van 200 – 500 kEUR, mits er geen kosten zijn voor grondverwerving en de inrichting op relatief eenvoudige wijze kan plaatsvinden.

Andere opties hebben ook nadelen, zijn alleen effectief voor mangaan en / of de haalbaarheid is onvoldoende duidelijk of twijfelachtig. Dit geldt voor extra mangaanverwijdering door maatregelen in het proces van Nyrstar of verplaatsen van de lozing naar de Zuid-Willemsvaart. Beleidsmatig gezien is dit laatste zeker niet zondermeer mogelijk. Een effect van deze maatregel bij de huidige beekstructuur is dat in de zomerperiode een groot deel van het debiet wegvalt en de beek af en toe kan droogvallen, waardoor organismen kunnen afsterven en er een risico is op oxidatie van sulfide-gebonden metalen in de waterbodem. Een ander nadeel is dat de concentraties van cadmium en zink, die vooral een 'diffuse' oorsprong hebben, sterk zullen toenemen. Deze concentraties worden namelijk door de lozing van Nyrstar verdund.

Het is wel van belang om de mogelijkheden voor preventieve maatregelen in het proces van Nyrstar nader te onderzoeken, met name in relatie tot beperking van de mangaanlozing.

1 Inleiding

Het water en de waterbodem van de Tungalroyse beek zijn verontreinigd met cadmium en zink. Daarnaast blijkt uit onderzoek dat in het Kruispeelgebied een zwart neerslag, bestaande uit mangaanoxiden, ontstaat op planten en dieren die in het water leven.

De verontreiniging met cadmium en zink moet gezien worden in het licht van de langdurige diffuse belasting van de Kempen door depositie van emissies van de zinkindustrie. Meer lokaal zijn er hoge emissies als gevolg van de toepassing van zinkassen en speelt de lozing van effluent door Nyrstar een rol. Deze lozing is in vergelijking met het verleden verregaand gesaneerd en gereguleerd. Gezien de belasting van het gebied zal de bodem nog lange tijd metalen naleveren. Via drainage en kwel belanden deze metalen in het oppervlaktewater.

De Tungalroyse beek is een sterk veranderd waterlichaam en in die hoedanigheid aangemerkt voor de kaderrichtlijn water (KRW). Het Waterschap Peel en Maasvallei (WPM) is al geruime tijd bezig met de herinrichting van het beekdal. De natuurlijke loop van de beek wordt zoveel mogelijk hersteld en de waterbodem gesaneerd. Uit onderzoek in de Kruispeel blijkt echter dat de toplaag van de waterbodem circa vijf jaar na de sanering in 2000 al weer hoge gehalten aan cadmium en zink bevat. De vraag is daarom hoe deze verontreiniging het beste gemanaged kan worden. Om deze vraag te kunnen beantwoorden is inzicht nodig in de volgende aspecten:

- Risico's: in hoeverre vormt de huidige / toekomstige verontreiniging een risico voor de aanwezige of gewenst-aanwezige flora en fauna (mogelijk komen sommige soorten die in het beekdal kunnen leven nu niet voor als gevolg van de verontreiniging). Hierbij moet onderscheid gemaakt worden tussen de verontreiniging in het water en in de waterbodem
- Vrachten: de beek stroomt door beheersgebieden van verschillende waterschappen en het water komt deels uit België. Het is van belang om inzicht te hebben in de herkomst van de vrachten aangezien WPM alleen in het eigen beheersgebied preventieve maatregelen kan treffen. Op basis van de verkregen informatie kan met andere partijen worden overlegd over verantwoordelijkheden en financiering van te nemen maatregelen
- Bronnen / processen: de verontreinigingen kunnen op verschillende manieren in het watersysteem terecht komen en kunnen verschillen qua bron. Hoewel de historische belasting als gevolg van de zinkindustrie ongetwijfeld een belangrijke rol zal spelen, kunnen andere bronnen niet op voorhand worden uitgesloten. De metalen kunnen in verschillende vormen (opgelost, deeltjes) en via verschillende routes in de beek terecht komen en in het beeksysteem kunnen metalen overgaan van opgelost naar deeltjes-gebonden en vice versa. Inzicht in bronnen en processen is van belang voor de beoordeling welke eventuele maatregelen zinvol en haalbaar zijn en voor de lokalisatie van maatregelen

- Maatregelen: de noodzaak tot het nemen van maatregelen volgt uit de risico's en een afweging van kosten en baten. In hoeverre preventieve maatregelen mogelijk zijn kan alleen beoordeeld worden op basis van inzicht in bronnen / processen. Voor de beoordeling van curatieve maatregelen is inzicht in de verdeling over deeltjesgebonden en opgeloste verontreinigingen en de stabiliteit van deze verdeling van belang. Het afvangen van deeltjes vereist immers andere maatregelen dan het afvangen van opgeloste verontreinigingen

Hoofddoelstelling van dit onderzoek is om beschikbare en in het kader van dit project nog te verkrijgen informatie zodanig te bewerken dat (1) de noodzaak en (2) de haalbaarheid van preventieve en/of curatieve maatregelen ter bestrijding van de verontreiniging met zware metalen in voldoende mate beoordeeld kan worden.

De verschillende werkzaamheden die hiertoe nodig zijn, zijn door WPM aangegeven:

1. Meedenken onderzoeksopzet
2. Analyse grondwaterkwaliteit in met name de Kruispeel
3. Bodemkartering Kruispeel
4. Monitoring oppervlaktewaterkwaliteit middels steekmonsters
5. Monitoring turbiditeit te realiseren slibvang
6. Monitoring turbiditeit bij duiker Zuid-Willemsvaart
7. Inschatten efficiëntie slibvang
8. Samenvatten en interpreteren van alle beschikbare onderzoeks- en meetresultaten
9. Inschatten van vrachten (opgelost en deeltjesgebonden) via grondwater, oppervlaktewater en bij de instroom van de Kruispeel
10. Inschatten afzetting slibdeeltjes in de Kruispeel en verder stroomafwaarts
11. Conclusies over ernst verontreiniging over 5 en 20 jaar op basis van een ecotoxicologische analyse
12. Rapportage

De onderdelen 5 en 6 zijn door technische problemen niet uitgevoerd.

De werkzaamheden zijn uitgevoerd door WPM (monitoring en deel literatuuronderzoek), Deltares (bodemkartering, deel opzet en interpretatie) en Tauw (risico-beoordeling, deel opzet en interpretatie, eindrapportage).

Dit onderzoek is begeleid door een commissie bestaande uit Jan Roumen en Gabriel Zwart (Waterschap Peel en Maasvallei), Gaby Bollen (Natuurmonumenten), Eric Kessels (Actief Bodembeheer de Kempen), Sebastiaan Morre (Nyrstar Budel) en Frans Smit (Slibgroep).

2 Uitgangspunten en werkwijze

2.1 Onderzoeksgebied

Hoewel de verschillende trajecten natuurlijk niet abrupt stoppen en overgaan in de volgende hanteren we voor de duidelijkheid in dit rapport de volgende begrippen voor de aanduiding van het watersysteem Tungelroyse beek:

1. Oorspronggebied: het gehele gebied dat water aanvoert naar de Tungelroyse beek gelegen ten noorden van de Zuid-Willemsvaart, inclusief Hamonterbeek, Ringselvennen, Oude Tungelroyse beek, Verlegde Tungelroyse beek en Boshoverheidelloos
2. Bovenloop: Tungelroyse beek vanaf Zuid-Willemsvaart tot instroom Raam
3. Middenloop: Tungelroyse beek vanaf instroom Raam tot aan instroom Roggelse beek
4. Benedenloop. Vanaf instroom Roggelse beek tot aan Neerbeek, waar de Tungelroyse beek uitstroomt in de Maas

Het *waterlichaam* Tungelroyse beek is een rapportage eenheid voor de KRW en omvat de gehele Tungelroyse beek vanaf de Zuid-Willemsvaart plus de gehele Leukerbeek en de Neerbeek. Het gebied bovenstrooms van de Zuid-Willemsvaart behoort niet tot het waterlichaam.

Het watersysteem begint in België als Hamonterbeek. Deze beek wordt gevoed zowel door gebiedseigen water als door water dat via de visvijvers bij de Loozerheide uit de Zuid-Willemsvaart afkomstig is. Het water van de Hamonterbeek stroomt op Nederlands gebied in de de doorstroomvennen en doorstroommoerassen van de Hoort en de Ringselvennen. Deze gebieden vallen onder de verantwoordelijkheid van het Brabantse waterschap De Dommel. Op de grens van Brabant en Limburg stroomt het water via een overloop verder als Oude Tungelroyse beek. Er is een parallelle uitstroom uit het Ringselven Oost mogelijk via de Verlegde Tungelroyse Beek. Met deze beide stromen begint het stroomgebied van de Tungelroyse beek. Slechts enkele honderden meters verder duikt deze onder de Zuid Willemsvaart door.

Het onderzoek naar herkomst en risico's van de verontreinigingen richt zich vooral op het oorspronggebied (vanaf de Belgische grens) en de bovenloop. In de midden- en benedenloop zijn echter ook metingen verricht aan de kwaliteit van water en waterbodem en is ecologisch onderzoek uitgevoerd, deze gegevens worden in dit onderzoek meegenomen.

Het oorspronggebied is geen onderdeel van een KRW waterlichaam en daarom ook niet geclassificeerd in typen. Voor zover beoordelingen worden uitgevoerd, wordt het beschouwd als een KRW-type R4 (langzaam stromende, permanent watervoerende bovenloop op zand).

De Hoort, de Ringselvennen en de Kruispeel zijn onderdeel van een N2000 gebied. Dit geldt ook voor het Leudal. In deze studie wordt uitgegaan van KRW-eisen wat betreft de waterkwaliteit en wordt hooguit zijdelings aandacht besteed aan eventuele aanvullende eisen vanuit de N2000 status.

2.2 Fasering

Het project is gesplitst in een drietal fasen:

1. In fase 1 zijn de uitgangspunten verder uitgewerkt, is een eerste evaluatie uitgevoerd van beschikbare gegevens over concentraties en vrachten en is een eerste risico-beoordeling uitgevoerd. Op basis hiervan is besloten om het bodemonderzoek in de Kruispeel af te slanken
2. In fase 2 is het bodemonderzoek (kartering) uitgevoerd en is de eerder door WPM uitgevoerde ecologische beoordeling geëvalueerd
3. In fase 3 is door een tweetal studenten onder begeleiding van WPM literatuuronderzoek uitgevoerd naar de risico's van mangaan, cadmium en zink, is aanvullend laboratoriumonderzoek uitgevoerd naar het gedrag van opgeloste metalen, is de efficiency van de slibvang onderzocht, zijn alle meetgegevens verwerkt en is de eindrapportage opgesteld

De monitoring is verspreid over de fasen uitgevoerd in de periode februari 2010 – september 2011 en betreft bemonstering en analyse van het oppervlaktewater op een groot aantal punten, debietmetingen, onderzoek met slibvallen, onderzoek naar de grondwaterkwaliteit in de Kruispeel en onderzoek van de waterbodem.

2.3 Uitgangspunten

Beleid

De Waterwet is sinds 22 december 2009 vigerend beleid. Verontreinigingen in het oppervlaktewater of in de waterbodem dienen nu aangepakt te worden op grond van de Waterwet. Vastgesteld dient te worden of de verontreiniging in de waterbodem bijdraagt aan de verhoogde concentraties in het oppervlaktewater. Hiervoor dient de Handreiking beoordelen waterbodems (7 september 2010) te worden toegepast. Wanneer de waterbodem bijdraagt aan het niet behalen van de gestelde waterkwaliteit dan dient een afweging te worden gemaakt op kosteneffectiviteit of de waterbodem wordt afgegraven en afgevoerd (ingreep in de waterbodem, de term sanering is vervallen) of dat andere maatregelen worden getroffen om de waterkwaliteit te verbeteren.

Beoordeling van de risico's

Indien de gestelde waterkwaliteit niet wordt gehaald, dient een beoordeling van de risico's plaats te vinden. Risico's van zware metalen zijn afhankelijk van de beschikbaarheid voor opname. In de wetenschappelijke wereld wordt algemeen aanvaard dat voor de meeste organismen alleen opgeloste metalen in de vorm van *vrije ionen* opneembaar zijn. Deze fractie kan aanzienlijk kleiner zijn dan de totaal opgeloste fractie (meting na filtratie over $<0,45\ \mu\text{m}$). Anorganische of organische complexen van metalen zijn in de regel niet opneembaar. Verder speelt competitie tussen macro-componenten en zware metalen een rol. Hoge calciumconcentraties hebben bijvoorbeeld een antagonistisch effect op de opname van zware metalen, zoals cadmium. De KRW maakt daarom voor de normering van cadmium onderscheid in hardheidsklassen. Er is een factor 3 verschil in normering van de laagste en hoogste hardheidsklasse. Uit onderzoek van ondermeer Zwolsman¹ blijkt dat de toxiciteit van koper in oppervlaktewater vaak sterk wordt overschat, aangezien een groot deel van het opgeloste koper sterk is gebonden aan organische complexen. Voor een goede beoordeling van de risico's is inzicht in de speciatie (bindingsvorm) van de metalen en de macro-samenstelling van het water daarom van groot belang. De KRW biedt de mogelijkheid om voor metalen aangepaste normwaarden te hanteren door rekening te houden met (1) natuurlijke achtergrondconcentraties en / of (2) parameters zoals hardheid, pH en dergelijke die de biologische beschikbaarheid van metalen beïnvloeden.²

Naast ecologische risico's wordt aandacht besteed aan humane risico's (bijvoorbeeld door visconsumptie) en risico's voor vee.

Chemie van zware metalen

Het is belangrijk om inzicht te hebben in de processen die de mobiliteit en beschikbaarheid van metalen bepalen, zoals adsorptie / desorptie, precipitatie, uitvlokking en oxidatie / reductie. Deze processen worden (mede) beïnvloed door de fysische processen menging, bezinking, resuspensie en erosie. In de rapportage wordt een beschrijving gemaakt van de processen die van invloed zijn op met name het gedrag van opgeloste metalen. Tevens is aanvullend laboratoriumonderzoek uitgevoerd.

¹ Zie ondermeer Zwolsman, project Kopertox (samenvatting op website Stowa) en Peijnenburg e.a. (2007): Aanzet voor watertypespecifieke risicogrenzen voor metalen in oppervlaktewater. H2O 17, p. 35-37

² EU Richtlijn 2008/105/EG 16 december 2008, bijlage 1, deel B

2.4 Werkwijze

2.4.1 Bepaling van de risico's

De risico's zijn eerst op de voorgeschreven standaardwijze bepaald:

- Waterkwaliteit: de toetsing van de ecotoxicologische risico's wordt standaard uitgevoerd op basis van opgeloste concentraties met behulp van het model Omega en beschikbare ecotoxicologische gegevens over cadmium en zink. Dit model berekent msPAF waarden voor opgeloste metalen en / of totaalgehalten. Voor mangaan is gebruik gemaakt van de resultaten van literatuurstudie en beschikbare ecotoxicologische gegevens (mangaan zit niet in het Omega model). De gegevens over concentraties volgen uit eerder onderzoek en de monitoring van de waterkwaliteit in het seizoen 2010 / 2011
- Waterbodem: de waterbodem is enerzijds van belang omdat deze de waterkwaliteit negatief kan beïnvloeden (bij nalevering), anderzijds omdat deze direct van invloed is op organismen die in de waterbodem leven of daarop fourageren. Beide aspecten worden beoordeeld met het voorgeschreven model Sedias. Om te onderzoeken of de waterbodemkwaliteit effecten heeft op de macrofauna samenstelling of natuurdoelen wordt de (ms)PAF berekend voor macrofauna en voor hogere organismen. Op grond van de waarde van de (ms)PAF kan worden vastgesteld of de waterbodemkwaliteit effect heeft op de aanwezige macrofauna populatie. Tevens zal worden vastgesteld of de waterbodem, middels de voedselketen, effect kan hebben op de hogere organismen die specifiek beschermd worden in de natuurdoelstellingen van de Tungelroyse beek
- Humane risico's zijn beoordeeld met het model Sedisoil, risico's voor vee met richtwaarden voor veedrenking

De standaardaanpak kan de risico's overschatten omdat opgeloste concentraties volledig als beschikbaar worden beschouwd. Dit is vaak niet het geval (zie uitgangspunten). Daarom is aanvullend het volgende gedaan:

- Berekeningen van de speciatie van de metalen met behulp van het computerprogramma MINTEQA2. Hieruit volgt welk deel van de metalen als complex en welk deel als vrij metaal aanwezig in de waterfase, op basis van gegevens van de monitoring
- Evaluatie van de beschikbare gegevens over de aanwezige flora en fauna in de beek. Mogelijk blijken kenmerkende soorten voor een laaglandbeek te ontbreken. Bij de beoordeling van de situatie wordt nagegaan of dit veroorzaakt kan zijn door de aanwezige metalen

- Er is een literatuurstudie uitgevoerd naar risico's van metaalverontreinigingen, met focus op de kenmerkende organismen. Gezien de aanwezige metalen, is deze studie beperkt tot cadmium, zink en mangaan. Er is hierbij aandacht besteed aan de wijze waarop risicogrenswaarden zijn afgeleid. Bij laboratorium-proeven wordt meestal gebruik gemaakt van eenvoudige metaalzouten, waardoor complexatie geen rol speelt. Ook factoren zoals pH, hardheid kunnen afwijken van de praktijk. Op basis van deze praktijkwaarden worden correctiefactoren voor de normen afgeleid

De resultaten van de verschillende deelstudies worden met elkaar vergeleken en er wordt nagegaan of locatie-specifieke grenswaarden afgeleid kunnen worden. Verder worden risico's van verspreiding beoordeeld (op basis van beschikbare gegevens over herverontreiniging en gehalten zwevend stof).

2.4.2 Vrachtverdeling

Herkomst en bronnen van metalen in het stroomgebied worden gekwantificeerd op basis van de monitoring van concentraties en debieten. De monitoring is uitgevoerd door WPM / Intertek en wordt in bijlage 1 beschreven. Op basis van de resultaten kan bijvoorbeeld worden nagegaan welke vrachten aan metalen vanuit België en Brabant worden aangevoerd en welke vrachten er in Limburg nog worden toegevoegd of verwijderd (door uitvloeking en bezinking). Hierdoor wordt een beeld verkregen van de bijdragen van deeltrajecten en de invloed van zijbeken. Het is belangrijk om een beeld te krijgen van de toe- of afname van de vracht in Limburg omdat in dit gebied WPM maatregelen kan treffen. Hierbij is het ook van belang om vast te stellen of een eventuele toename alleen optreedt in een bepaald deeltraject, zoals de Kruispeel, of over de gehele lengte van de beek. Voor de beoordeling van de mogelijkheden en noodzaak van maatregelen is het niveau van de vrachten in relatie tot de instroom van buiten het beheergebied ook belangrijk. Het is de vraag of een vermindering van de 'toegevoegde' vracht in het beheersgebied leidt tot een significante reductie van risico's. Ook is een belangrijke vraag of het volstaat om op één plaats een maatregel te treffen (zoals een slibvang, een filter of iets dergelijks) of dat het, door de verspreide toevoer of door resuspensie, nodig is om op meerdere plaatsen maatregelen te treffen.

2.4.3 Bodemkartering en grondwateronderzoek

In overleg met de begeleidingscommissie is geconcludeerd dat een beperkte bodemkartering in de Kruispeel zinvol is. De werkwijze hierbij en bij het grondwateronderzoek worden beschreven in bijlage 1.

2.4.4 Bronnen en processen

Het belang van verschillende bronnen van zware metalen volgt met name uit de interpretatie van de monitoringsgegevens (zie 2.4.2). Behalve de totale belasting wordt de verdeling over opgeloste en deeltjesgebonden metalen gebonden beoordeeld.

Bij de processen is het enerzijds van belang om na te gaan hoe de verontreinigingen in de beek terecht komen. Hierbij zijn te onderscheiden: oppervlakkige afstroming, drainage van oppervlakkig grondwater, kwel en lozingen. Anderzijds is het van belang om na te gaan wat er in het beeksysteem gebeurt: binding van metalen aan de waterbodem (zeker bij kwel relevant), adsorptie van opgeloste verontreinigingen aan deeltjes, precipitatie van opgeloste verontreinigingen, bezinking van deeltjes en resuspensie van deeltjes.

De verschillende processen worden beschreven en het belang wordt waar mogelijk op basis van monitoringsgegevens nader onderbouwd. Er is aanvullend onderzoek uitgevoerd naar het gedrag van (opgeloste) metalen in water uit de Tungelroyse beek. Door middel van laboratoriumproeven is onderzocht of opgeloste metalen in de loop van de tijd overgaan in deeltjesgebonden metalen of vice versa. Hierbij zijn de invloed van de watertemperatuur, de zwevende stof concentratie en de aanwezigheid van rietstengels onderzocht. Voor een gedetailleerde beschrijving van de werkwijze wordt verwezen naar bijlage 3.

2.4.5 Mangaanonderzoek Nyrstar

Nyrstar heeft onderzocht of de emissie van mangaan door aanpassingen van het proces of nazuivering kan worden verminderd. De resultaten en conclusies worden in dit rapport opgenomen.

2.4.6 Onderzoek waterbodem en bezinkbaar slib

De waterbodem is op een groot aantal locaties in de beek door WPM onderzocht in de periode 2009 – 2010. Er zijn monsters genomen van de lagen 0-5, 5-25 en 25 – 50 cm. De monsters zijn geanalyseerd op zware metalen, lutum en gloeiverlies (organische stof). Verder heeft WPM op een aantal locaties in de periode juli 2009 – augustus 2011 onderzoek gedaan met slibvallen, dit zijn glazen potjes die op de bodem van de beek zijn geplaatst. Het slib dat hierin bezinkt is periodiek geanalyseerd op zware metalen, gloeiverlies en lutum.

De gegevens van de waterbodem en de slibvallen zijn gebruikt voor de beoordeling van het gedrag van slibdeeltjes en de risico's op herverontreiniging.

2.4.7 Evaluatie werking slibvang

De evaluatie is gebaseerd op de aangeleverde gegevens van het Waterschap betreffende inmetingen van de waterbodem in de slibvang en de slibkwaliteit. De waterbodem is kort na aanleg van de slibvang in 2010 ingemeten met een slibplaat, een jaar later zijn de metingen in hoofdzaak uitgevoerd met de single-beam methode, een aantal punten is ook geverifieerd met de slibplaat. De vracht ingevangen slib en de vracht aan verontreinigingen zijn uit deze gegevens afgeleid. Deze vracht is vergeleken met monitoringsresultaten van de hoeveelheden onopgeloste metalen voor en na de slibvang.

2.4.8 Inschatten afzetting van slib

De inschatting van de afzetting van slib in de Kruispeel en verder benedenstrooms is hoofdzakelijk gebaseerd op het verloop van gehalten in de waterbodem in de tijd (herverontreiniging), in relatie tot het tijdstip van sanering. Daarnaast geeft de evaluatie van de werking van de slibvang (zie voorgaande) aanvullende informatie. Ten slotte is het verloop van de vracht aan zwevende stof en onopgeloste metalen op verschillende monitoringspunten in de beek geanalyseerd.

2.4.9 Rapportage, integratie, maatregelen

Er zijn tijdens het onderzoek twee tussenrapportages uitgebracht en besproken met de begeleidingscommissie. Deze rapportages zijn na verwerking van het commentaar opgenomen in het eindrapport. Deltares heeft de door haar uitgevoerde onderdelen apart gerapporteerd, dit rapport is opgenomen als bijlage 1. Een tweetal studenten heeft in samenwerking met WPM literatuur-onderzoek uitgevoerd, de resultaten zijn opgenomen in referentie [15] en worden gebruikt in dit rapport.

Bij de integratie van de verschillende onderzochte aspecten wordt ingegaan op de volgende vragen:

- Geven de aanwezige metaalverontreinigingen op basis van de uitgevoerde beoordelingen risico's, zo ja in welk compartiment (waterbodem, water), voor welke organismen, wat is de ernst
- In hoeverre leiden locatie-specifieke omstandigheden tot afwijkingen ten opzichte van de standaard-beoordeling en welke andere aspecten spelen, naast de metaalverontreiniging, ook een rol bij een eventuele ontoereikende ecologische toestand

Risico's worden zowel op de korte als de middellange termijn beoordeeld (5 respectievelijk 20 jaar). Voor 5 jaar wordt uitgegaan van de huidige situatie en trends die afgeleid kunnen worden uit de monitoring. Voor 20 jaar geldt dat aanvullend wordt gekeken naar termijnen waarop de metalen uit de bodem zijn uitgespoeld, effecten van saneringen en mogelijke veranderingen in het productieproces en het grondwaterbeheerssysteem van Nyrtar.

Als de risico-beoordeling tot de conclusie leidt dat er risico's zijn of deze in elk geval niet uitgesloten kunnen worden, wordt nagegaan welke maatregelen mogelijk zijn om de risico's te verlagen. Belangrijk hierbij is enerzijds de vraag of een maatregel effectief is (worden risico's in voldoende mate verminderd, hoe zeker is dat), anderzijds of de maatregel praktisch haalbaar / uitvoerbaar is.

Maatregelen om metalen (deeltjes gebonden of opgelost) te verwijderen zijn eerder door Tauw geëvalueerd [21]. Nagegaan zal worden of de kennis die deze studie oplevert tot nieuwe inzichten leidt. Enerzijds heeft dit te maken met risico's (welk metaal, welke fractie), anderzijds met de toevoer van verontreinigingen (kan op één punt voldoende effect worden bereikt of is de toevoer diffuus) en het gedrag van de verontreinigingen. Uiteraard is de noodzaak van maatregelen ook afhankelijk van de (KRW) doelstellingen voor dit beekstelsel. Ten slotte wordt een korte beoordeling gegeven van de technische en financiële haalbaarheid.

3 Concentraties, toetsing aan normen en trends

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden concentratie-niveau's van de 'kritische' metalen cadmium, zink en mangaan in de meetperiode 2010 / 2011 besproken en waar mogelijk getoetst aan normen. Tevens wordt ingegaan op trends op basis van eerdere metingen en wordt een vergelijking gemaakt met de waterkwaliteit van andere wateren in de wijde omgeving. Ten slotte worden ook andere 'algemene' waterkwaliteitsparameters beoordeeld.

3.2 Concentraties meetperiode 2010 / 2011

3.2.1 Inleiding

In de periode februari 2010 – september 2011 is op een groot aantal meetpunten in de Tungelroyse beek de waterkwaliteit onderzocht. In deze paragraaf worden de gegevens voor een aantal meetpunten samengevat in de vorm van jaargemiddelden en gemiddelden in het zomerhalfjaar (april tot en met september). Voor een aantal parameters die in het kader van de KRW getoetst moeten worden, geldt dat toetsing van de zomergemiddelden is voorgeschreven. De gegevens van de volgende meetpunten worden gepresenteerd:

- Hamonterbeek, Lozenweg: oorspronggebied
- Duiker Zuid-Willemsvaart (begin Kruispeel): bovenloop
- Swartbroek: middenloop
- Neerbeek Hanssum: benedenloop

De volledige rapportage van de waterkwaliteitsgegevens is opgenomen in bijlage 1. De ligging van de meetpunten is weergegeven in figuur 3.1.



Figuur 3.1 Ligging meetpunten waterkwaliteit

3.2.2 Metalen

De gemiddelde concentraties (zomer en jaargemiddelden) van cadmium, zink en mangaan zijn opgenomen in tabel 3.1, de maxima van de metalen in tabel 3.2. De KRW kent jaargemiddelde (JG-MKN) en maximaal aanvaardbare (MAC-MKN) milieukwaliteitsnormen. Dit betreft 'opgeloste' concentraties (gefiltreerde monsters). De grenswaarden voor cadmium verschillen per hardheidsklasse. Op basis van de beschikbare gegevens valt het water van de Tungelroyse beek in hardheidsklasse 4 of 5, 5 geldt alleen voor het meetpunt duiker.

De JG-MKN-waarde voor cadmium wordt alleen bij het meetpunt duiker overschreden. In het zomerhalfjaar voldoen alle meetpunten ruimschoots aan de norm.

De JG-MKN norm voor zink wordt op alle meetpunten met een factor 4 – 5 overschreden, op het meetpunt duiker zelfs met een factor 15. Voor de zomergemiddelden is de overschrijding aanzienlijk lager, meestal een factor 2 – 2,5 op het meetpunt duiker een factor 6.

Voor mangaan bestaan geen KRW-normen.

Tabel 3.1 Gemiddelde concentraties van enkele metalen (na filtratie) en hardheid seizoen 2010 / 2011 en normen metalen. Hardheid als CaCO₃, berekend uit de meetwaarde Duitse hardheid

Locatie / norm	Cadmium (µg/l)		Zink (µg/l)		Mangaan (µg/l)		Hardheid (mg/l)	
	Zomer	Jaar	Zomer	Jaar	Zomer	Jaar	Zomer	Jaar
JG-MKN	0,15/0,25 (kl. 4/5)*		7,8		-		-	
Hamonterbeek (kl.4)	0,04	0,08	13,4	45	63	93	182	165
Duiker ZW-vaart (kl.5)	0,19	0,29	49	117	1.940	1.510	268	236
Swartbroek (kl.4)	0,03	0,06	17,8	37	240	191	157	153
Neerbeek (kl.4)	0,08	0,10	15,2	28	-	-	166	163

* hardheidsklasse 4 = 100 - <200 mg/l CaCO₃, klasse 5 = ≥200 mg/l CaCO₃

De MAC-MKN waarden voor cadmium worden op geen enkel meetpunt overschreden. Voor zink gelden voor alle meetpunten overschrijdingen, in de zomer met een factor 2, voor het meetpunt duiker geldt een factor 10. Over het hele jaar gelden overschrijdingen met een factor 5 – 30.

Tabel 3.2 Maximale concentraties enkele metalen (na filtratie) in seizoen 2010 / 2011 en normen metalen

Locatie / norm	Cadmium (µg/l)		Zink (µg/l)		Mangaan (µg/l)	
MAC-MKN	0,9/1,5 (kl. 4/5)		15,6		-	
	Zomer	Jaar	Zomer	Jaar	Zomer	Jaar
Hamonterbeek (kl.4)	0,13	0,25	30	410	120	200
Duiker ZW-vaart (kl.5)	1,2	1,2	160	520	5.300	5.300
Swartbroek (kl.4)	0,07	0,26	38	100	550	550
Neerbeek (kl.4)	0,15	0,31	33	72	-	-

De KRW staat toe dat de jaargemiddelde toetswaarden voor metalen worden gecorrigeerd voor de achtergrondconcentraties. Voor zoet oppervlaktewater zijn voor heel Nederland algemeen toepasbare waarden geformuleerd, namelijk 0,08 µg/l voor cadmium en 2,8 µg/l voor zink [25]. In tabel 3.3 zijn de jaargemiddelden van cadmium en zink gecorrigeerd voor deze achtergrondwaarden. Door de correctie vervalt de overschrijding van cadmium, voor zink verandert de situatie niet wezenlijk.

Tabel 3.3 Gemiddelde concentraties enkele metalen (na filtratie) seizoen 2010 / 2011, na correctie voor achtergrondconcentratie, en normen metalen.

Locatie / norm	Cadmium (µg/l)		Zink (µg/l)	
JG-MKN	0,15/0,25 (kl. 4/5)		7,8	
	Zomer	Jaar	Zomer	Jaar
Hamonterbeek (kl.4)	0,00	0,00	10,6	42,2
Duiker ZW-vaart (kl.5)	0,11	0,21	46,2	114,2
Swartbroek (kl.4)	0,00	0,00	15,0	34,2
Neerbeek (kl.4)	0,00	0,02	12,4	25,2

Uit deze toetsing blijkt het volgende:

- Cadmium is uit oogpunt van waterkwaliteitsnormen geen probleem, zink daarentegen wel. Verder is duidelijk dat de mangaanconcentratie sterk is verhoogd op het meetpunt duiker

- In de zomer zijn de concentraties meestal lager dan in de winter. Dit wijst op een hoge bijdrage van diffuse bronnen, met name het freatische grondwater³. Dit geldt niet voor mangaan vanaf het meetpunt duiker. Dit komt wellicht omdat de lozing min of meer constant is en bij een lager debiet in de beek dus hogere concentraties ontstaan
- De lagere concentraties in de zomer zijn gunstig uit oogpunt van ecologische risico's, aangezien groei en activiteit van organismen vooral of soms uitsluitend in de zomerperiode plaatsvindt
- Het algemene beeld is dat, hoewel het water nergens volledig voldoet aan de normen, het oorspronggebied (uitgezonderd de Verlegde en de Oude Tengelroyse beek, voor (opgelost) cadmium en zink ook het Ringselven Oost), de middenloop en de benedenloop een relatief beperkt verontreinigingsniveau kennen. De bovenloop (Kruispeel en omstreken) is sterker verontreinigd. Door verdunning en precipitatie dalen de concentraties stroomafwaarts. De jaargemiddelden van cadmium, zink en mangaan bij Swartbroek zijn respectievelijk een factor 5, 3 en 8 lager in vergelijking met de duiker

Bij deze toetsing is voor wat betreft cadmium rekening gehouden met een afname van de biobeschikbaarheid naarmate het water harder wordt. Daarnaast kunnen andere factoren een rol spelen, zoals complexatie met organische stof. Dit geldt ook voor zink en mangaan. Deze aspecten worden verder besproken in 5.7.2.

3.3 Algemene kwaliteitsparameters KRW

Hoewel dit onderzoek zich specifiek richt op (effecten van) zware metalen, wordt in deze paragraaf ingegaan op andere parameters die voor de waterkwaliteit van belang zijn. Dit wordt gedaan om een meer volledig beeld te verkrijgen. Het enkel focussen op metalen schept een eenzijdig beeld aangezien ook vele andere factoren van belang zijn voor het ecologische potentieel. Tabel 3.4 geeft een overzicht van de zomergemiddelden van te toetsen parameters.

³ Door hogere grondwaterstanden in de winterperiode kan de uitspoeling van metalen uit de bodem via drainage van freatisch grondwater toenemen. Andere mogelijke bijdragen zijn een toename van kwel (in deze situatie minder aannemelijk) en oppervlakkige afstroming van regenwater bij intensieve buien/hoge grondwaterstanden. In hoofdstuk 6 wordt ingegaan op de oorsprong van de vrachten.

Tabel 3.4 Normen en zomergemiddelden algemene kwaliteitsparameters KRW op enkele locaties

Norm / locatie	Chloride (mg/l)	Totaal-P (mg/l)	Totaal-N (mg/l)	pH	O2-verz. (%)
<i>KRW norm R4 (1)</i>	<i>20/40/75/100</i>	<i>0,05/0,12/0,24/0,36</i>	<i>3/4 (2)</i>	<i>4,5-7,5/4,5-8 (2)</i>	<i>50-80/50-100 (2)</i>
<i>KRW norm R5 (1)</i>	<i>20/150/200/250</i>	<i>0,06/0,14/0,19/0,42</i>	<i>3/4 (2)</i>	<i>5,5-7,5/5,5-8,5 (2)</i>	<i>70-110/70-120 (2)</i>
Hamonterbeek	58	0,24	1,7	7,6	71
Duiker ZW-vaart	277	0,39	1,3	7,4	72
Swartbroek	87	0,20	2,3	7,2	79
Neerbeek	70	0,19	3,3	7,5	89

1. Tenzij anders vermeld, zijn de grenzen van de klassen zeer goed/goed/matig/ontoereikend opgenomen. Een waarde >ontoereikend is slecht [28]
2. Grenzen van de klassen zeer goed/goed [28]

Op basis van de KRW-systematiek worden de getalswaarden als volgt beoordeeld. Hierbij worden de meetpunten Hamonterbeek en Duiker getoetst aan de grenswaarden voor R4, de overige punten aan R5:

- Chloride: Hamonterbeek matig, duiker slecht, overige punten goed
- Totaal-P: Hamonterbeek en Neerbeek matig (precies op grens matig / ontoereikend), duiker slecht, Swartbroek ontoereikend (net boven de grens)
- Totaal-N: zeer goed, Neerbeek goed
- pH: zeer goed, Hamonterbeek goed
- Zuurstofverzadiging: op alle punten zeer goed

Verder moet volgens de KRW-systematiek ook de temperatuur worden getoetst. Deze krijgt op basis van de gemiddelde meetwaarden overal het predicaat zeer goed. Toetsing moet echter plaatsvinden op weekgemiddelden en niet op gemiddelden van momentopnamen. Deze weekgemiddelden zijn niet beschikbaar.

De KRW maakt binnen watertypen (zoals R4, R5) geen onderscheid naar gebiedsspecifieke kenmerken, zoals eventueel 'afwijkende' pH-waarden. In het Natura2000 concept-beheerplan [39] wordt voor het habitatype Galigaanmoerassen (de Hoort, Ringselvennen) gesteld dat de pH >5,5 en het calciumgehalte tussen 40 en 150 mg/l moet zijn. Aan deze eisen wordt voldaan. Voor zwakgebufferde vennen wordt een pH tussen 4,5 en 7,5 vermeld. De gemiddelde pH-waarden voldoen (vrijwel) aan de eisen. Ook geldt dat er in beginsel geen direct contact is tussen de vennen in de Kruispeel en de beek, hoewel dit bij verhoogde waterstanden in een enkel geval wel optreedt.

Voor sulfaat bestaat in de KRW-systematiek geen grenswaarde. De jaargemiddelde concentraties van de meetpunten Hamonterbeek, Duiker, Swartbroek en Neerbeek zijn respectievelijk 86, 289, 97 en 87 mg/l. In het verleden werd voor sulfaat een MTR-waarde van 100 mg/l gehanteerd en volgens [40] is deze waarde vanuit ecologisch oogpunt nog steeds adequaat. Diffuse bronnen van sulfaat zijn de historische belasting van de zinkindustrie, daarnaast kan ook bemesting en invloed van Maaswater⁴ een bijdrage leveren. De verhoogde concentratie bij de duiker is het gevolg van de lozing van Nyrstar.

Geconcludeerd wordt dat de waterkwaliteit op basis van KRW-grenswaarden matig tot slecht is wat betreft totaal-P en in de bovenloop matig tot slecht wat betreft chloride. Gezien de algemene verspreiding in het hele stroomgebied, is de voornaamste bron van fosfor waarschijnlijk de landbouw. In de Hamonterbeek spelen emissies van visvijvers wellicht een rol. De toename van de concentratie bij de duiker is veroorzaakt door de lozing van Nyrstar. In hoofdstuk 6 wordt verder ingegaan op de herkomst van verontreinigingen.

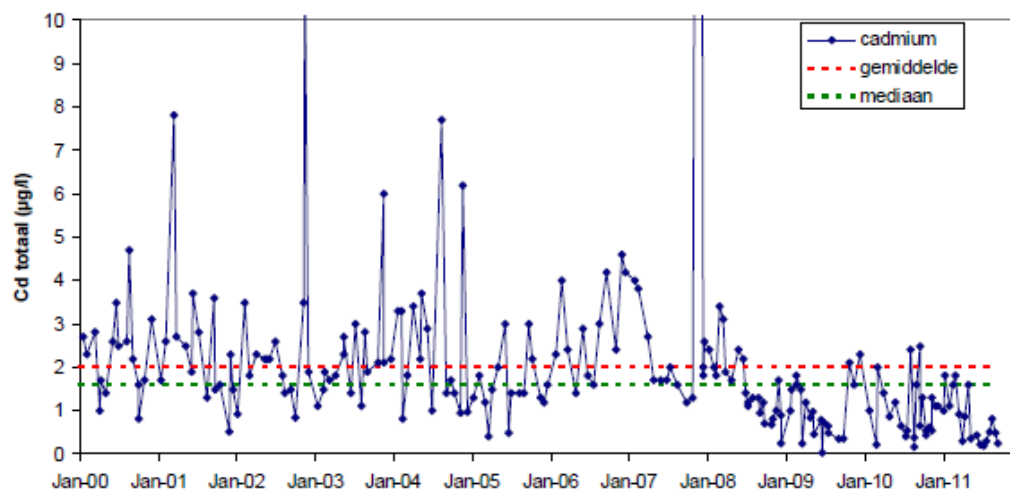
3.4 Trends

In de figuren 3.2 en 3.3 zijn de concentraties van cadmium en zink (totaal) in de periode 2000 – 2011, meetpunt duiker, afgebeeld. Hoewel er aanzienlijke fluctuaties optreden, zijn de concentraties van zowel cadmium als zink in de laatste jaren afgenomen.

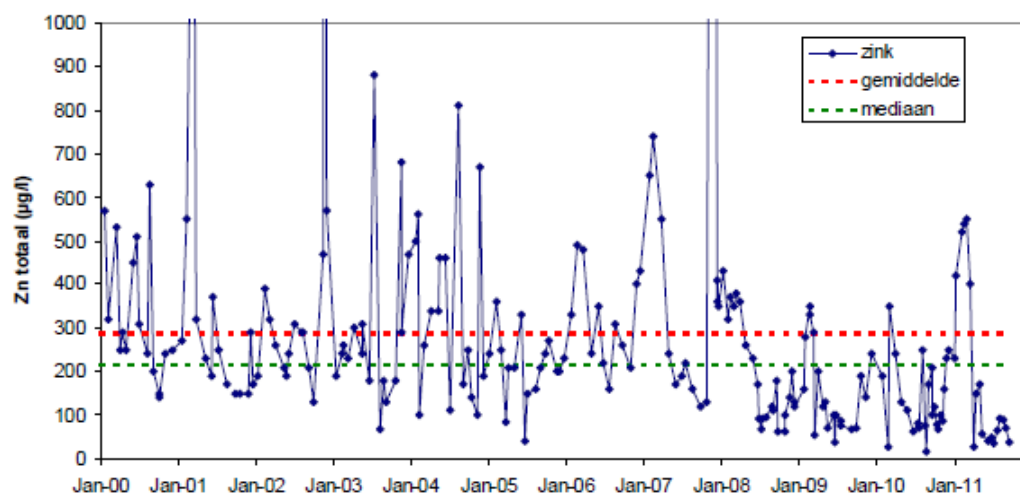
In de periode januari 2000 tot januari 2008 is de cadmiumconcentratie vrij constant. Vanaf januari 2008 is er een afname van de cadmiumconcentratie te zien. In de periode januari 2009 – heden is er geen trendmatige verandering in de cadmiumconcentraties. De gemiddelde cadmiumconcentratie is in de periode van het monitoringsprogramma (februari 2010 – september 2011) 0,87 µg/l en daarmee globaal een factor 3 lager dan de gemiddelde concentratie in de periode 2000 – heden.

De gemiddelde zinkconcentratie is in de periode van het monitoringsprogramma (februari 2010 – september 2011) 157 µg/l en daarmee globaal een factor 2 lager dan het gemiddelde in de periode 2000 – heden. Voor meer details wordt verwezen naar bijlage 1.

⁴ Voor Maaswater geldt een 90-percentiel waarde van 75 mg/l. Bron: Riwa Maas.



Figuur 3.2 Verloop cadmiumconcentratie (totaal) bij duiker, periode 2000 - 2011



Figuur 3.3 Verloop zinkconcentratie (totaal) bij duiker, periode 2000 – 2011

In tabel 3.5 zijn een aantal jaargemiddelde concentraties van cadmium en zink opgenomen.

Tabel 3.5 Gemiddelde concentraties van cadmium en zink in verschillende perioden op enkele meetpunten

Meetpunt en -periode	Fractie	Cadmium	Zink
Duiker, 2000 - 2010	Totaal	2,25 (2,6/1,9) (1)	308 (401/222) (1)
Duiker, 2008 - 2010	Totaal	1,3 (1,5/1,0) (1)	171 (232/116) (1)
Duiker, 2010/2011	Totaal	0,87 (0,96/0,79) (1)	157 (228/96) (1)
Duiker, 2008 - 2010	Opgelost	0,27	100
Duiker 2010/2011	Opgelost	0,29	117
Duiker 2007/2008/2009	Opgelost	0,50/0,26/0,29	
Spekerhof, 2007 - 2009	Totaal	0,31	59
Spekerhof, 2007 - 2009	Opgelost	0,19	53

(1) Tussen haakjes winter / zomergemiddelde

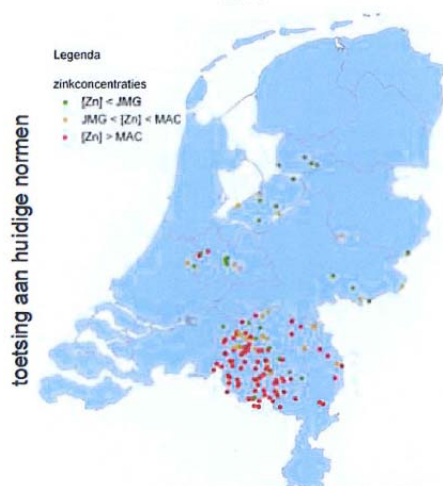
Deze tabel laat het volgende zien:

- De concentraties in de periode 2008 – 2011 zijn duidelijk lager dan de gemiddelden over de periode 2000 – 2010. Deze verandering is in lijn met voorspellingen van de uitspoeling van metalen met grondwatermodellen. Deze modellen geven voor de meeste deeltrajecten aan dat de maximale uitspoeling al geweest is en dat een dalende trend is ingezet. Daarnaast kunnen saneringsmaatregelen op het terrein van Nyrtar een belangrijke bijdrage hebben geleverd aan de afname van de concentraties
- De concentratie van opgelost cadmium ligt bij de duiker in de jaren 2008 - 2011 net boven de JG-MKN van hardheidsklasse 5, na correctie voor de achtergrondconcentratie wordt aan de norm voldaan.
- De opgeloste concentraties zijn in het meetseizoen 2010 / 2011 niet verder gedaald, cadmium is met 0,29 µg/l vrijwel stabiel, zink is met 117 µg/l wat hoger dan in de periode 2008 – 2010. Dergelijke verschillen vallen binnen natuurlijke fluctuaties, ondermeer als gevolg van afvoerpieken

3.5 Vergelijking met andere oppervlaktewateren in de Kempen

Gezien de grootschalige historische vervuiling als gevolg van de zinkindustrie, is het te verwachten dat ook andere oppervlaktewateren in de Kempen zijn verontreinigd met cadmium en zink. Dit wordt in diverse onderzoeksrapporten bevestigd. In de Kleine Dommel is de cadmiumconcentratie in 2009 circa 0,5 µg/l en de zinkconcentratie circa 100 µg/l. In sommige zijbeken worden nog hogere concentraties gemeten, met name in de Boschloop: 2 µg/l cadmium en ruim 600 µg/l zink (gemiddelden winterseizoen 2008) [11]. Waterschap De Dommel rapporteert in haar jaarverslag uit 2002 dat slechts 2 % van alle meetpunten voldoet aan de toen geldende MTR-waarde voor zink (40 µg/l), 55 % van de meetpunten voldoet aan de MTR-waarde voor cadmium (2 µg/l) [12].

In de Kleine Beerze en zijstromen (ligt niet in de Kempen) zijn in 2007 jaargemiddelde zinkconcentraties gevonden van 246 – 465 µg/l (90 percentiel waarden van 12 waarnemingen) en cadmiumconcentraties van 0,93 – 2,3 µg/l [14]. Ook uit rapport [27] blijkt dat de waterkwaliteit in grote delen van de Kempen niet voldoet aan de normen, zie figuur 3.4. Op vrijwel alle meetpunten ligt de jaargemiddelde zinkconcentratie boven de MAC-MKN waarde. Overschrijding van de norm is voor zink dus een algemeen probleem in het oosten van Brabant.



Figuur 3.4 Toetsing van jaargemiddelde concentraties zink aan normen [27]

3.6 Discussie, conclusies en aanbevelingen

De jaargemiddelde concentratie van cadmium voldoet aan de KRW-eis, voor het meetpunt duiker geldt dit in sommige jaren alleen na correctie voor de achtergrondconcentratie. De jaargemiddelde concentratie van zink voldoet op geen enkel meetpunt aan de eis. Voor mangaan zijn geen normen, maar duidelijk is dat de concentratie vooral in de Kruispeel duidelijk hoger is dan natuurlijke waarden.

De parameters chloride, pH en totaal-N scoren op basis van de KRW-systematiek meestal goed of zeer goed, chloride scoort in de bovenloop matig tot slecht (duiker). Totaal-P zit meestal rond de grens van matig / ontoereikend, op het punt duiker is de score slecht.

Bezien vanuit de concentratie-niveau's en waargenomen effecten, moet de risico-beoordeling zich primair richten op mangaan en zink. Cadmium voldoet aan de eisen en hoeft niet in detail te worden bestudeerd. Voor zink is een meer gedetailleerde beschouwing van effecten wel relevant. De concentraties van cadmium en zink bij de duiker zijn vanaf 2008 duidelijk afgenomen.

Zink overschrijdt in vrijwel alle wateren in de Kempen de MAC-MKN waarde, overschrijding van de norm is dus een algemeen probleem van het gebied. Gezien de omvang van het gebied met verhoogde concentraties is deze situatie vooralsnog als een gegeven te beschouwen.

4 Ecologie

4.1 Inleiding

In het kader van de verplichtingen die voortkomen uit de Kaderrichtlijn Water (KRW) is een monitoringsonderzoek uitgevoerd in de Tungelroyse beek. Het monitoringsonderzoek omvat metingen die de biologische, chemische en waterkwantiteits-aspecten van de beek in beeld brengen [7].

De KRW is gericht op de bescherming en zo nodig verbetering van de waterkwaliteit en bevat zowel chemische als ecologische doelstellingen, die zijn aangeduid als KRW-normen. Op het vlak van het waterleven in en rond een waterlichaam zijn maatlaten gesteld, die worden aangeduid met de term: 'ecologische toestand'. De KRW vereist maatregelen om op termijn te komen tot een goede ecologische toestand (GET). Voor sommige wateren zijn de maatlaten echter bijgesteld indien wateren in het verleden zo sterk zijn aangepast dat een goede ecologische toestand niet haalbaar is. Het te bereiken ecologische doel wordt dan 'goed ecologisch potentieel' (GEP) genoemd. Bij het opstellen van het GEP wordt ingeschat hoe hoog de toestand kan worden als alle haalbare maatregelen worden genomen om de negatieve effecten van (eerdere) fysieke ingrepen te mitigeren. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat de waterkwaliteit op orde is. Het goed ecologisch potentieel wordt beoordeeld aan de hand van de ecologische kwaliteitsratio (EKR), dat is de score op de maatlat. De ecologische toestand is een kwalificatie (zeer goed, goed, matig, onvoldoende, slecht) op basis van de ekr en de voor het waterlichaam geldende maatlat. Deze is samengesteld uit een aantal deelmaatlaten, die tezamen een goed beeld geven van de ecologische kwaliteit. De deelmaatlaten zijn: macrofauna maatlat, vissen maatlat, diatomeeën maatlat en macrofyten maatlat. In de systematiek van de KRW is een waterlichaam in 1 type ingedeeld met de bijbehorende doelstellingen. Voor de Tungelroyse beek is dat type R5 (langzaam stromende middenloop op zand) en zijn de doelstellingen voor de deelmaatlaten respectievelijk 0,57 ekr voor vis, 0,6 ekr voor macrofauna en overige waterflora (diatomeeën plus macrofyten).

Omdat de waterlichamen vrij groot zijn, doet dit niet geheel recht aan de diversiteit in de beek. Het waterschap heeft er dan ook voor gekozen om de rapportage naar Brussel te doen op basis van dat deel van de beek dat daadwerkelijk middenloop is. Het Waterschap monitort de bovenloop wel, maar voor het beheer door het Waterschap is het type R4 (langzaam stromende bovenloop op zand) voor de bovenloop relevanter. In de navolgende tabel worden de macrofaunascoringen van meetpunten in de bovenloop, zowel op de R4 maatlat als op de R5 maatlat weergegeven. De meetlocaties zijn allemaal in de bovenloop (voor instroom Raam). Het meest benedenstroomse punt OTUNG300 vertoont vrij veel soorten van de R5 maatlat. Dit geeft al aan dat er geen harde grens is tussen bovenloop en middenloop. Op basis van de ekr zou dit meetpunt misschien als middenloop gekwalificeerd moeten worden. Behalve dit ene punt, zijn er geen grote verschillen tussen de R4 en R5 scores.

Tabel 4.1 Macrofauna EKR scores meetpunten in de bovenloop, op basis van R4 en R5 maatlat, metingen uit 2009. Oranje = ecologische toestand onvoldoende; geel = matig. Gegevens WPM.

Meetpunt code	Omschrijving	R4 score 2009	R5 score 2009
OTUNG100	Duiker Zuid-Willemsvaart	0,357	0,337
OTUNG150	Kruispeel	0,292	0,302
OTUNG170	Nabij Brug Beauchamps	0,317	0,28
OTUNG180	Noordelijkvan Diesterbaan	0,305	0,302
OTUNG300	Baanbrug	0,368	0,474

De volledige Tungelroyse beek is beoordeeld door in 2009 op diverse plaatsen in de boven-, midden- en benedenloop van de beek monsters te nemen. In de periode 2000 – 2011 is een grootschalig beekherstel project uitgevoerd, waarbij de waterbodem is gesaneerd en de oorspronkelijke loop van de beek zoveel mogelijk is hersteld. De effecten hiervan waren in 2009 nog niet volledig zichtbaar, de verwachting is dat de ecologische toestand verder zal verbeteren. Ook is het zo dat de huidige situatie (2011) in sommige opzichten afwijkt van die in 2009, bijvoorbeeld door verwijdering van stuwen.

4.2 Wensbeelden

Naast de ekr-maatlatten kan de huidige ecologische kwaliteit van de Tungelroysebeek gespiegeld worden aan wensbeelden: het huidige voorkomen van vissen, macrofauna, diatomeeën (kiezelwieren) en macrofyten kan vergeleken worden met het voorkomen van deze soorten in een natuurlijke situatie van soortgelijke beken, waarbij de ekr-waarden gelijk aan 1 zijn (maximale score). In deze paragraaf wordt aangegeven welke soorten vissen, macrofauna, diatomeeën en macrofyten van nature in de Tungelroysebeek aangetroffen zouden kunnen worden indien de biotoomstandigheden optimaal zijn.

4.2.1 Beektype-beschrijving

Veel waterorganismen zijn gebonden aan een bepaald type water met specifieke omgevingsfactoren. Er zijn soorten die gebonden zijn aan snelstromend, zuurstofrijk en koud water met een minerale waterbodem en weinig waterplanten (rheofiele soorten). Daarentegen zijn er ook soorten die voorkomen in stagnante of langzaam stromende wateren met minder zuurstof, een organische waterbodem en veel waterplanten (limnofiele soorten). De specifieke voorkeur van soorten maakt dat zij goede indicatoren zijn: als zij in een bepaald waterlichaam niet voorkomen ondanks dat bovenstaande omgevingsfactoren aanwezig zijn, is er in veel gevallen een probleem met de waterkwaliteit.

Echter, geheel sluitend is deze conclusie niet: andere factoren, zoals bijvoorbeeld een geïsoleerde ligging van het waterlichaam (waardoor migratie en voortplanting kunnen mislukken) of een sterke dominantie van één of meerdere soort(en) kunnen ook een rol spelen. Om te weten aan welk wensbeeld men kan spiegelen met betrekking tot het voorkomen van soorten, dient eerst het beektype bepaald te worden.

De Tungelroyse beek is een laaglandbeek die grotendeels gekanaliseerd was, waardoor de oorspronkelijke beekmorfologie verloren was gegaan (uitgezonderd het traject in het Leudal). In 2011 is een beekherstel project afgerond en heeft de beek weer een meer natuurlijke loop gekregen (zie inleiding).

De beek wordt voor de KRW doelstelling vanaf de duiker aangeduid als een halfnatuurlijke laaglandbeek met een langzaamstromende midden- en benedenloop op zand (beektype R5) [7]. De gemeten stroomsnelheden bevinden zich een groot deel van het jaar aan de bovengrens van deze beektype-aanduiding: de gemiddelde stroomsnelheid is in de zomer circa 0,2 m/s (zomermaximum ca. 0,4 m/s) en in de winter circa 0,7 m/s (wintermaximum ca. 1,1 m/s). De stroomsnelheid is een sturende factor als het gaat om beekmorfologie (onder andere variatie in bodemsubstraat), zuurstofgehalte en watertemperatuur. In een snelstromende beekloop komen andere soorten voor dan in een langzaamstromende beek. Door de aanzienlijke wisselingen in stroomsnelheid gedurende het jaar, ontstaat er een diversiteit aan habitats.

In de oorspronkelijke situatie worden de beken in dit gebied gekenmerkt doordat ze in de bovenloop een lage stroomsnelheid hebben. Van nature liggen hier moerassen en plaatsen waar langzaam kwel uittreedt. Pas in de midden- en benedenloop krijgen de beken een hogere stroomsnelheid als de watermassa door de uitstroming van andere beken en waterlopen groeit. Dit heeft zijn weerslag in de beekmorfologie: pas in de middenloop ontstaan de typische beekmeanders en ontstaat variatie in bodemdiepte, stroomsnelheid en oeverdynamiek. Bij de Tungelroyse beek zijn deze patronen nog gedeeltelijk herkenbaar. In de bovenloop en het oorspronggebied liggen de Kruispeel en de Ringselvennen, die omgeven zijn met natte heidevelden. Van nature waren hier geen watergangen en had het gebied het karakter van een doorstroomd moeras. Ook de huidige bovenloop ter hoogte van de Kruispeel was geen beek maar onderdeel van dit doorstroomde moeras. De beek had tot Tungelroy een zeer gering verval. Pas hierna nam de stroomsnelheid toe en meanderde de beek door het landschap.

Voor de wensbeelden met betrekking tot vissen, macrofauna, diatomeeën en macrofyten is uitgegaan van een langzaam stromende midden- en benedenloop van een laaglandbeek, met de wetenschap dat ook soorten die een voorkeur geven aan een hogere stroomsnelheid in de beek kunnen voorkomen. Verder is dit type voor de bovenloop niet volledig representatief, de bovenloop heeft ook kenmerken van een R4-type (langzaam stromende bovenloop op zand).

In het kader van de KRW-systematiek wordt de beek in één categorie ingedeeld, maar deze aanpak sluit niet volledig aan bij de natuurlijke diversiteit.

4.2.2 Vissen

Kenmerkende vissoorten die van nature in een langzaamstromende midden- en benedenloop voorkomen zijn: Bermpje, Beekprik, Kopvoorn, Kwabaal, Rivierdonderpad, Riviergrondel, Rivierprik en Serpeling.

Begeleidende vissoorten (niet onderscheidend) voor dit type wateren zijn: Blankvoorn, Grote - en Kleine modderkruiper, Snoek, Tiendoornige Stekelbaars en Vetje. Een aantal van deze soorten is limnofiel: zij geven de voorkeur aan zwakstromend water met veel plantengroei. Deze omstandigheden treffen we op de luwe plekken in de beek aan.

4.2.3 Macrofauna

De kenmerkende macrofaunagemeenschap van langzaamstromende midden- en benedenlopen is zeer soortenrijk. Naast rheofiele soorten komen ook limnofiele soorten voor. De belangrijkste groepen zijn kokerjuffers, waterkevers, watermijten en larven van steenvliegen, haften, libellen en vedermuggen (ook wel dansmuggen genoemd). Kenmerkend is tevens de inheemse rivierkreeft. In bijlage 5 worden soorten in detail beschreven.

4.2.4 Diatomeeën

Net als voor macrofauna geldt voor diatomeeën dat veel soorten zeer indicatief zijn voor de kwaliteit van het water waarin ze voorkomen. Er zijn verschillende indexen bekend waarin de diatomeeën worden verdeeld in klassen die een bepaalde mate van verontreiniging of eutrofiering aanduiden. Eén van de methoden die wordt toegepast is de zogenaamde IPS (index de polluosensitivité spécifique). De soorten die in schone, langzaam stromende midden- en benedenlopen worden aangetroffen zijn vermeld in bijlage 5.

4.2.5 Macrofyten

Kenmerkend voor langzaamstromende midden- en benedenlopen zijn op de stroom meedrinende plukken van Vlottende waterranonkel, Haaksterrenkroos, Aarvederkruid, Rivierfonteinkruid en Glanzend fonteinkruid. Voorts zijn Grote Waterranonkel, Kleine egelskop en Pijlkruid kenmerkende soorten. Voor het oorspronggebied en delen van de bovenloop is Galigaan een belangrijke soort van dit gebied.

4.3 Resultaten van de beoordeling op KRW doelstelling R5

In 2009 heeft het waterschap Peel & Maasvallei op 18 punten verspreid over het waterlichaam Tungelroyse beek monsters genomen voor onderzoek van de waterkwaliteit, macrofauna en diatomeeën en opnames gemaakt van vissen en macrofyten die ter plekke van de meetpunten voorkwamen. Daarnaast werden ook monsters genomen in de Raam en de Leukerbeek (beide uitstromend in de Tungelroysebeek).

De gegevens uit dit monitoringsonderzoek zijn beschreven in het Meetrapport Tungelroysebeek 2009 [7]. De conclusies uit dit onderzoek zijn hieronder beschreven.

4.3.1 Vissen

In het waterlichaam Tungelroyse beek is de visstand ontoereikend tot matig (0,55 ekr) maar de score is niet ver verwijderd van de doelstelling (GEP, Goed Ecologisch Potentieel, voor vis is 0,57).

Het aandeel eurytope vissoorten (vissen die lage eisen stellen aan hun biotoop en daardoor in vele typen zoetwater kunnen voorkomen) is te hoog, het aandeel rheofiele vissoorten (stroomminnende soorten) te laag en de migrerende vissoorten zijn bijna niet vertegenwoordigd. Een aantal stuwen en een sifon belemmeren de migratie van vissen in de beek. Daarnaast zijn sommige delen van de beek te dicht begroeid, is er sprake van te weinig morfologische variatie of zijn beken nog te recent heringericht.

Op dit moment worden vooral vissen in de beek aangetroffen die een algemene verspreiding hebben (Baars, Blankvoorn, Brasem, Kolblei, Pos) of die zich in wateren met een hoge dichtheid aan waterplanten (Kleine modderkruiper, Bittervoorn, Ruisvoorn, Snoek) ophouden. Toch zijn al een aantal doelsoorten aanwezig (Bermpje, Kopvoorn, Rivierdonderpad, Riviergrondel en Serpeling), alleen nog in kleine getallen en op een beperkt aantal beektrajecten in de benedenloop van de beek. In de bovenloop van de beek worden algemene eurytope vissoorten verwacht. De geringe visstand in de bovenloop (Raam) geeft echter aan dat er naast migratiebelemmeringen mogelijk ook problemen met de waterkwaliteit zijn.

Naast vrije passage wordt een goede visstand verkregen door te zorgen voor een redelijke stroomsnelheid, variatie in waterdiepte, waterbodemsubstraat en oevermorfologie, een matige begroeiing van waterplanten en een goede waterkwaliteit.

4.3.2 Macro-fauna

De ekr-waarde voor het gehele waterlichaam voldoet voor macrofauna bijna aan de KRW R5 doelstelling (GEP, score 0,60). De gemiddelde ekr-waarde voor macrofauna is 0,59. Er zijn echter grote verschillen in de ekr-waarde voor macrofauna in de diverse beektrajecten, waardoor de gemiddelde ekr-waarde een vertekend beeld geeft.

De meetpunten in de bovenloop hebben een ontoereikende ecologische kwaliteit (0,30-0,46 ekr). De aangetroffen macrofauna indiceert een zware organische belasting⁵, lage stroomsnelheid, veel detritus en lage zuurstofgehalten. De soorten die hier worden aangetroffen zijn vooral slakken, bloedzuigers, borstelwormen en negatieve omstandigheden indicerende vedermuggen. Soorten van wateren van een goede kwaliteit, zoals eendagsvliegen, steenvliegen en kokerjuffers worden hier niet aangetroffen.

⁵ Deze indicatie volgt uit de beoordelingssystematiek, maar betwijfeld wordt of dit juist is. Afgezien van indirecte effecten als gevolg van nutriënten, kent de beek geen zware organische belasting. Andere afwijkingen in biotoop of waterkwaliteit kunnen een overeenkomstig beeld geven.

De meetpunten in de midden- en benedenloop van de beek scoren de klasse goed of zeer goed (0,63-0,86 ekr). Hoe meer benedenstrooms gemeten, des te hoger het aandeel van kokerjuffers, libellen, watermijten, wantsen, vlokreeften en positieve omstandigheden indicerende vedermuggen. Deze soorten komen alleen voor in wateren die maar matig verontreinigd zijn en voldoende zuurstof bevatten.

Bijzonder is de vondst van Mosselwants en Beekrombout in de benedenloop. Deze soorten komen voor in beken met een hoog zuurstofgehalte, een minerale bodem en een goede waterkwaliteit.

4.3.3 Diatomeeën

De ekr-waarde voor de gehele beek voldoet voor diatomeeën aan de KRW R5 doelstelling. De gemiddelde ekr-waarde voor diatomeeën is 0,66. Ook hier geldt echter dat de ekr-waarde voor de verschillende beektrajecten wisselend is. Wel dient opgemerkt te worden dat de beek slechts op drie punten op diatomeeën is bemonsterd. Diatomeeën zijn echter sterke indicatoren voor de waterkwaliteit, waardoor zelfs beperkte onderzoeksresultaten al duidelijke conclusies kunnen geven. De resultaten van het diatomeeënonderzoek komen overeen met het macrofauna-onderzoek: de diatomeeënsamenstelling in de bovenloop scoort matig en indiceert soorten die op een slechte waterkwaliteit wijzen en metaaltolerant zijn (zoals bijvoorbeeld Gomphonema parvulum en Nitzschia palea), terwijl de diatomeeënsamenstelling in de benedenloop in de klasse goed valt. De diatomeeënsamenstelling indiceert een betere waterkwaliteit naarmate je meer stroomafwaarts komt en er meer zijbeken uitmonden in de Tungelroysebeek.

4.3.4 Planten

Ook voor macrofyten geldt dat de ekr-waarde voor de gehele beek ruimschoots voldoet aan de KRW R5 doelstelling: de ekr-waarde voor macrofyten is 0,78. Maar ook hier geldt dat de ekr-waarde voor de diverse beektrajecten wisselend is, in de bovenloop is de score ontoereikend. Er speelt mee dat het karakter van een Limburgse laaglandbeek afwijkt van het referentietype.

Of waterplanten die behoren bij het R5 type kunnen groeien in de beek is onder meer afhankelijk van de aanwezigheid van bossen. Voor een hoge score moet de beek deels beschaduwd worden door bos op de oever en deels niet beschaduwd zijn, waardoor er toch nog een redelijke bedekking van watervegetatie mogelijk is. In sommige deeltrajecten ontbreekt bos op de oever en daarmee ook de beschaduwing. Als gevolg hiervan treedt, zeker bij lage(re) stroomsnelheden, een massale groei van waterplanten op, mede door de relatief hoge nutriëntenconcentraties in het water. Hierdoor komt in het water veel detritus terecht, waarvan de afbraak veel zuurstof kost. Bovendien vangen de planten veel slibdeeltjes op, waardoor op de waterbodem een laag(je) drab ontstaat. Door slib en dichte begroeiing neemt de stroomsnelheid nog verder af, waardoor de dynamiek en de variatie in de beek afneemt. Dit komt niet ten goede aan de biodiversiteit.

Daarnaast laten de resultaten van de monitoring zien dat vooral soorten worden aangetroffen die een voorkeur hebben voor eutroof en hard water, sommige soorten indiceren zelfs een (dikke) sliblaag op de bodem (*Glyceria fluitans*, *Glyceria maxima*, *Persicaria amphibia*, *Nuphar lutea*). Een aantal beoogde doelsoorten, zoals Rivierfonteinkruid, Glanzend fonteinkruid, Haaksterrenkroos en Grote Waterranonkel worden in het geheel niet aangetroffen. Andere doelsoorten, zoals Pijlkruid en Aarvederkruid worden pas vanaf meetpunt OTUNG 600 (middenloop) waargenomen.

4.3.5 Waterkwaliteit en -kwantiteit

De metingen ten behoeve van de ecologische kwaliteitsratio wijzen uit dat de beekmorfologie en de waterkwaliteit in de bovenloop niet toereikend zijn om een hoge ecologische kwaliteit, die beantwoordt aan de R5 normen, te bereiken.

De afvoer van de Tengelroyse beek laat een normaal patroon zien met in het winterhalfjaar een grotere afvoer dan in de zomer. Desondanks heeft de beek bovenstrooms een geringe stroomsnelheid en is er weinig variatie in beekmorfologie.

Metingen aan de waterkwaliteit wijzen uit dat met name in de bovenloop sulfaat, fosfaat, chloride, zink, cadmium, nikkel en koper in normoverschrijdende waarden aanwezig kunnen zijn (NB Voor sulfaat is geen formele norm; in de laatste jaren zijn de metaalconcentraties afgenomen, zie voorgaande hoofdstuk). Benedenloops nemen de concentraties af. De waterkwaliteit van de Tengelroyse beek verbetert door de toevoeging van water van een betere kwaliteit uit de Raam, Roggelse beek en/of de Uffelse beek / Haelense beek. De bronnen van genoemde overschrijdingen zijn lozingen, vervuilde bodem in het brongebied, diffuse aanlevering vanuit de landbouw en aanlevering vanuit België (landbouw, visvijvers, mogelijk ongezuiverd afvalwater). Het aandeel van de afzonderlijke bronnen is niet bekend.

4.4 Discussie en conclusies

De ecologische kwaliteitsratio's wijzen uit dat de situatie benedenstrooms in de beek veel beter is dan bovenstrooms, ondermeer als gevolg van de verdunning die optreedt door de uitmonding van zijbeken op de Tengelroyse beek. De waterkwaliteit is daarom een belangrijk aandachtspunt. Echter, andere factoren spelen zeker ook een rol en de bijdrage van iedere factor afzonderlijk is niet eenvoudig te kwantificeren.

4.4.1 Belemmerende factoren

De samenstelling van de diatomeeënflora wordt vooral bepaald door de waterkwaliteit. Daarmee is de uitkomst van het diatomeeënonderzoek sterk indicierend voor de waterkwaliteit. Naarmate meer zijbeken in de Tengelroyse beek uitmonden, neemt het aantal diatomeeënsoorten dat indicatief is voor een goede waterkwaliteit toe.

Bij de macro-fauna speelt naast de hoge 'organische belasting' ook de lage stroomsnelheid in de bovenloop een belangrijke rol. De organische belasting kan een gevolg zijn van relatief hoge nutriëntenconcentraties maar wellicht spelen meerdere factoren een rol (zie noot 5 op pag. 39).

Voor vissen lijken migratieknelpunten zoals stuwen en slecht functionerende vistrappen de belangrijkste bottleneck. Een groot knelpunt op dit vlak vormt de sifon onder het kanaal van Wessem-Nederweert. Daarnaast kan een slechte waterkwaliteit in de bovenloop ook een rol spelen, aangezien algemeen voorkomende eurytope vissoorten in de bovenloop gebrekkig of niet aanwezig zijn.

De belangrijkste oorzaken voor een ontoereikende vegetatie (in relatie tot R5 normen) in sommige delen van de beek zijn het gebrek aan beschaduwing en een slechte waterkwaliteit (fosfaat en chloride zijn te hoog, effecten mangaanneerslag, eventueel ook effecten van sulfaat). Ten opzichte van R4 zal de vegetatie op sommige meetpunten mogelijk beter aan de normen voldoen.

4.4.2 Invloed van zware metalen

Uit de risico-beoordeling (zie volgende hoofdstuk) blijkt dat zware metalen risico's kunnen geven voor lagere organismen maar eventuele effecten zijn in de praktijk lastig te onderscheiden van andere belemmerende factoren (zie voorgaande). In het algemeen kan men stellen dat de metaalconcentraties in de loop van de tijd zijn gedaald. Het is daarom niet aannemelijk dat relatief recente veranderingen⁶ in de soortenrijkdom in de Kruispeel een gevolg zijn van blootstelling aan zware metalen (afgezien van de rol van mangaan).

In het algemeen kan men stellen dat planten minder gevoelig zijn voor metalen dan macrofauna. De planten kunnen vaak grote hoeveelheden metalen accumuleren zonder noemenswaardige schade op te lopen. Veel schadelijker voor waterplanten zijn ammoniak en sulfiden. Het voorgaande sluit niet uit dat sommige soorten wel gevoelig zijn. Verder is duidelijk dat ondergedoken waterplanten kunnen afsterven als ze bedekt raken met een mangaanneerslag.

4.4.3 Methoden van beoordelen

Het is van belang om bij het bepalen van de mate waarin de Tungelroyse beek aan de normen van het goed ecologisch potentieel (GEP) voldoet, rekening te houden met het feit dat in een Limburgse beek de bovenloop van nature minder / andere soorten herbergt vanwege een lagere stroomsnelheid en minder variatie in morfologie.

Hier doet zich echter het gegeven voor dat KRW-maatlatten vooral gemaakt lijken te zijn voor reguliere laaglandbeken en minder geschikt zijn voor het in kaart brengen van de ekr-waarden van de Limburgse beken. Reguliere Nederlandse laaglandbeken hebben een andere beekmorfologie waardoor ze een ander stroompatroon laten zien: de bovenloop heeft hier een hogere stroomsnelheid dan de benedenloop. De bovenloop kent bij reguliere laaglandbeken de meeste diversiteit in morfologie en dynamiek, in tegenstelling tot wat van nature bij de Tungelroyse beek het geval is.

⁶ In een periode van 10 jaar is de soortenrijkdom van waterplanten achteruit gegaan (waarnemingen F. Smit)

Ook bij de vegetatiemaatlat doet zich het probleem voor dat het referentiebeeld van de KRW R5 middenloop niet overeenstemt met de Limburgse situatie. Het referentiebeeld is gebaseerd op vegetatieopnames in heel Nederland. De natuurlijke trajecten buiten Limburg kennen minder bos op de oevers, waardoor de aanwezigheid van macrofyten in de beek veel hoger is dan de natuurlijke situatie in de Limburgse bosbeken. Vooral de bovenloop wijkt af van de reguliere laaglandbeken. Het oorspronggebied en de bovenloop van de Tungalroyse beek worden gevormd door doorstroom-moerassen (de Hoort, Ringeselvennen en Kruispeel) die gevoed worden door kwel. Deze moerassen zijn van nature langzaam doorstroomd, boomloos en begroeid met bijzondere vegetaties als Galigaan.

4.5 Samenvatting, discussie, conclusies en aanbevelingen

Het traject van de Tungalroyse beek door het Leudal, waar de beek haar oorspronkelijke morfologie behouden heeft, laat zien dat een goede ecologische toestand haalbaar is. De meandering van de beek creëert door variaties in stroomsnelheid allerlei niches (bijvoorbeeld verschil in bodemsubstraat) waardoor meer soorten een geschikt habitat vinden. In het Leudal is de chemische kwaliteit van het water ook beter door verdunning met water dat uit zijbeken afkomstig is en de zuivering van het beekwater die onderweg naar het Leudal heeft plaatsgevonden.

De betere ecologische toestand in het Leudal laat zien dat er bovenstrooms in de middenloop van de Tungalroyse beek ook verbeteringen mogelijk zijn. De ecologische kwaliteit van de beek kan vergroot worden door verbetering van de waterkwaliteit (dit geldt ook voor de bovenloop), het aanplanten van beekbegeleidend struweel, het maaien van te rijke watervegetaties en het aanpassen van de beekmorfologie door variatie in waterdiepte, bodemsubstraat en stroomsnelheid aan te brengen en ruimte te reserveren / te creëren voor de beek om te kunnen meanderen (dit laatste is inmiddels gerealiseerd door de herinrichting).

Variatie in de beek zorgt voor een breder spectrum in voorkomen van beekgebonden planten en dieren. Een grotere biodiversiteit zorgt voor een stabielere evenwicht in de beek, zodat eventuele calamiteiten beter opgevangen kunnen worden.

Het is van belang om bij het bepalen van de mate waarin de Tungalroyse beek aan de KRW-doelstellingen voldoet rekening te houden met het feit dat de beek in een aantal opzichten afwijkt van het 'standaard' R5- of R4-type. Dit kan voor sommige maatlaten onterecht in een lage score resulteren.

Er zijn diverse aanwijzingen dat de waterkwaliteit een rol speelt bij het niet voldoen aan de ecologische doelstellingen maar het is niet mogelijk aan te geven welk aandeel dat is, laat staan voor welk deel de zware metalen verantwoordelijk zijn. In het Stowa-rapport dat de referenties en maatlaten voor de KRW beschrijft [28] wordt in de paragraaf 2.8 over algemene waterkwaliteitsparameters al gesteld dat *'Nagenoeg is nooit één enkele factor bepalend voor de biologie'*.

Om een verbetering van de ecologische kwaliteit te bereiken, zullen daarom op meerdere fronten maatregelen genomen moeten worden. Een goed voorbeeld is de overvloedige rietgroei in de Kruispeel. Hierbij spelen meerdere factoren wellicht een belangrijke rol:

- Nutriënten (P-concentratie is relatief hoog, wellicht ook aanvoer nutriënten via bezinking van slib)
- Doorwortelbaarheid van de waterbodem: goed door sterke bezinking van slib
- Stroomsnelheid
- Licht (maar ten dele beekbegeleidend bos op deze locatie)

De rietgroei is een zichzelf versterkend proces: meer rietgroei betekent een verdere afname van de stroomsnelheid, meer bezinking van slib, betere doorwortelbaarheid waterbodem, grotere beschikbaarheid nutriënten door aanvoer slib en langere verblijftijd water, enzovoorts. Als de rietgroei als ongewenst wordt beschouwd zijn meerdere maatregelen nodig om bovengenoemd proces te doorbreken. Eerst zal de huidige situatie aangepakt moeten worden door het verwijderen van de vegetatie en sliblaag. In de toekomst moet bezinking van slib voorkomen worden (bijvoorbeeld door het elders af te vangen of het profiel van de beek aan te passen) en moet de waterkwaliteit worden verbeterd. Bij deze opties moet men weer bedacht zijn op negatieve bij-effecten, zoals een snellere ontwatering van het gebied. Dit moet voorkomen worden. Verder moet rekening worden gehouden met de ecologische doelstellingen voor dit traject (R4, R5, bescherming van specifieke doelsoorten).

Het voorgaande illustreert dat het aanpakken van één aspect vaak geen of onvoldoende effect zal hebben. Een uitzondering hierop is de vorming van mangaanneerslagen op planten (en mogelijk ook op andere organismen). Als deze volledig bedekt raken, sterven ze af. Het voorkomen of in sterke mate reduceren van dit proces zal daarom een direct effect hebben op de overleving van organismen.

Voor vissen lijken migratieknelpunten zoals stuwen en slecht functionerende vistrappen de belangrijkste bottleneck. Bij de macro-fauna spelen de hoge 'organische belasting' en lage stroomsnelheid in de bovenloop een belangrijke rol. De organische belasting kan een gevolg zijn van relatief hoge nutriënten concentraties (zie eerdere toelichting).

De belangrijkste oorzaken voor een ontoereikende vegetatie in sommige deeltrajecten (vooral in de middenloop, waterkwaliteit ook of met name in de bovenloop) zijn het gebrek aan beschaduwing, daarnaast speelt de waterkwaliteit een rol (fosfaat en chloride zijn te hoog, daarnaast mogelijk ook invloed van sulfaat en in de Kruispeel van mangaan) en kunnen ook fysieke factoren (stroomsnelheid, bezinking van slib, zie voorbeeld rietgroei) van invloed zijn.

5 Risico-beoordeling

5.1 Achtergrond

In de Tungelroyse beek voldoet de waterkwaliteit wat betreft zink en cadmium⁷ niet aan de KRW-normen, met andere woorden, de gebiedskwaliteit voldoet niet. Mangaan zou eveneens een probleemstof kunnen zijn, maar hiervoor is geen formele normwaarde beschikbaar. Daarnaast is de waterbodem verontreinigd. Volgens de Waterwet is daarom een risico-beoordeling noodzakelijk.

Om te kunnen beoordelen welke risico's aanwezig zijn tengevolge van de verhoogde concentraties in oppervlaktewater en waterbodem, moet inzichtelijk worden gemaakt hoe de risico's van de aanwezige metalen kunnen worden gekwantificeerd en getoetst. Op grond van deze toetsingen kan inzichtelijk worden gemaakt wat de risico's zijn voor mens, dier en plant. Daarom wordt een risicobeoordeling uitgevoerd. Doel van de risicobeoordeling is vaststellen wat de risico's zijn van cadmium, zink en mangaan in het oppervlaktewater en de waterbodem.

De Waterwet is sinds 22 december 2009 vigerend beleid. Vastgesteld dient te worden of de verontreiniging in de waterbodem bijdraagt aan het niet behalen van de gestelde waterkwaliteit. Als dat het geval is, dient een afweging te worden gemaakt op kosteneffectiviteit of de waterbodem wordt aangepakt of dat andere maatregelen worden getroffen om de waterkwaliteit te verbeteren. Omdat het hier gaat om een verontreiniging van de waterbodem gerelateerd aan een historisch geval van (land)bodemverontreiniging hebben we op basis van de Waterwet en de Handreiking beoordelen waterbodems alle vrijheden wat betreft de invulling van maatregelen om de risico's ongedaan te maken. Kosteneffectiviteit is hierbij een belangrijk criterium.

5.2 Uitgangspunten en werkwijze

Algemeen

Er wordt begonnen met de voorgeschreven standaardaanpak van de ecotoxicologische risicobeoordeling. Met standaard aanpak wordt bedoeld:

- Beoordelen van ecologische risico's, humane en verspreidingsrisico's
- De ecologische risico's worden beoordeeld met OMEGA 6.1 (afhankelijk van keuze en beschikbaarheid van gegevens totaal / opgelost / beschikbare fractie / slib; voor cadmium en zink, voor mangaan op basis van literatuurgegevens, dus input uit literatuuronderzoek)
- Humane risico's met Sedisoil

⁷ Overschrijdingen voor cadmium komen de laatste jaren niet meer voor, na correctie voor de achtergrondconcentratie

- Verspreidingsrisico's op basis van gegevens over gehalten zwevend stof en slib en verwachting van ontwikkeling daarvan
- Te beoordelen verontreinigingen zijn cadmium, zink en mangaan

Als met de standaardmethode risico's zijn aangetoond, wordt specifiek gekeken naar effecten van de waterkwaliteit op de locatie.

Compartimenten en verontreinigingsniveau's

Onderscheiden worden oppervlaktewater (gefiltreerd en totaal) en waterbodem. Uit CSO-onderzoek [3,4] blijkt dat op sommige locaties ook oevergebieden van grotere omvang verontreinigd zijn door vergraving, verspreiding van slib en/of overstroming. Verontreinigde oevergebieden zijn in dit kader niet onderzocht. Voor zover oude beekbodems en oevergronden zijn vergraven bij de sanering en de herinrichting van de Tungelroyse beek, heeft dat plaatsgevonden conform het saneringsplan en zijn deze gronden gesaneerd. Dit geldt ook voor het winterbed van de beek. Sanering werd uitgevoerd tot de T-waarde (tussen streef- en interventiewaarde).

De risicobeoordeling richt zich op de huidige situatie, gebaseerd op metingen in de periode 2008 - 2011. Verwachtingen omtrent de ontwikkelingen van concentraties in de toekomst worden kwalitatief besproken. Er wordt gerekend met jaargemiddelden voor de waterkwaliteit, tevens wordt een vergelijking gemaakt met gemiddelden voor de zomerperiode.

Voor de waterbodem wordt uitgegaan van herverontreiniging op verschillende niveau's, waarbij de maximale gehalten in de Kruispeel worden meegenomen. De situatie over 5 en over 20 jaar wordt beoordeeld in hoofdstuk 8. De kwaliteit van slib uit slibvallen wordt als een absolute worst case meegenomen, duidelijk is dat de waterbodemkwaliteit altijd aanzienlijk beter is.

Soortniveau

Besproken is om de beoordeling primair te richten op macrofauna en vis. Daarnaast blijken uit de ecologische beoordeling afwijkingen in de populaties van diatomeeën. Effecten op de beekflora bleken te lastig om in kaart te brengen. Voor grotere zoogdieren, zoals dassen, geldt in het algemeen dat het beekdal dermate smal is, dat ze niet hoofdzakelijk in dit gebied zullen fourageren. Alleen bevers, die in de Kruispeel en de benedenloop zijn gesignaleerd, zijn wel gebonden aan het beekdal. Dit zijn planteneters, die in beginsel minder gevoelig zijn voor doorvergiftiging dan dieren die aan de top van een voedselpiramide staan, zoals otters. Otters komen (nog) niet in het gebied voor. Binnen de groepen macrofauna, vis en diatomeeën is door middel van literatuuronderzoek nader gekeken naar de gevoeligheid voor metalen. Hierbij is speciale aandacht besteed aan mangaan.

Mangaanprecipitatie

Geconstateerd is dat organismen zoals libellenlarven en planten in de bovenloop van de beek bedekt raken met precipitaten van mangaan. Bij planten leidt dit na verloop van tijd tot sterfte. Onbekend is of dit ook bij vissen (kieuwen) kan optreden. Door middel van literatuuronderzoek is nagegaan of informatie bekend is over effecten van dergelijke precipitaten.

Humane toxiciteit

Er wordt in beperkte mate gevisd in de beek, er moet daarom rekening worden gehouden met visconsumptie. Ook wordt op beperkte schaal gerecreëerd/gezwommen.

Veedrenking

Het is mogelijk dat vee toegang heeft tot de beek en/of water uit de beek wordt onttrokken voor veedrenking. Daarom wordt de waterkwaliteit ook getoetst aan normen voor veedrenking.

Ten behoeve van de risicobeoordeling van de verontreiniging in het water zijn de volgende fracties beoordeeld:

- Totaal-opgelost (=gefiltreerd over membraanfilter van 0,45 µm)
- Ionogene fractie van totaal-opgelost. Deze fractie is berekend met het speciatie-programma Minteqa2 [8]
- Totaal-concentratie waterfase (inclusief zwevende stof)

De gebruikte gegevens zijn ontleend aan de tabel 3.5. Voor zowel cadmium als zink is uitgegaan van gemiddelde concentraties over de periode 2008 – 2010, meetpunten Duiker en Spekerhof (Spekerhof is periode 2007 – 2009). De resultaten van de monitoring 2010/2011 komen in grote lijnen overeen met deze concentratie-niveau's, daarom zijn geen aanvullende berekeningen uitgevoerd met de nieuwste waarden. Deze waarden worden wel vermeld.

5.3 Resultaten risico-beoordeling

5.3.1 Humane risico's

In de eerste stap is beoordeeld in hoeverre blootstelling door recreatie en visserij kan plaatsvinden. Indien blootstelling kan optreden, wordt in de volgende stap met het programma SEDISOIL het blootstellingsscenario doorgerekend dat bij het gebied past.

Op basis van gegevens van het waterschap heeft de GGD in februari 2010 humane risico's ten gevolge van blootstelling tijdens recreatief gebruik van de beek beoordeeld. Bij de beoordeling is uitgegaan van de recente toxiciteitsgegevens voor cadmium. Volgens de GGD berekeningen levert recreatief gebruik van de beek geen onaanvaardbaar⁸ risico op voor de mens.

⁸ De terminologie "(on)aanvaardbaar" volgt uit toegepaste voorschriften en modellen, die in de regelgeving (Waterwet en daaraan gelieerde documenten) zijn voorgeschreven.

Hierbij is uitgegaan van cadmiumconcentraties van 0,02 µg/L en zinkconcentraties van 40 µg/L in het oppervlaktewater en cadmiumgehalten van 15 mg/kg en zinkgehalten van 1800 mg/kg in de waterbodem. Omdat er in de beek incidenteel gevist wordt, zijn aanvullend berekeningen uitgevoerd met SEDISOIL 2001 (versie 1.0 β, RIZA, 2001; MTR uit RIVM rapport 711701025) voor het standaard scenario 'water met mogelijkheden voor recreatie en visvangst'. Hiervoor worden met SEDISOIL geen onaanvaardbare risico's voor de mens voorspeld. In bijlage 2 is een uitdraai van SEDISOIL weergegeven en zijn de gebruikte gegevens samengevat. In het kader van hun afstudeeronderzoek zijn door Tim Lomans en Maikel van Steensel nog een aantal aanvullende berekeningen gedaan, waarbij zowel de GGD-methode als SEDISOIL zijn gebruikt voor worst case waarden van de waterbodem en de waterkwaliteit [15]. De conclusie is dat er ook bij de hoogst gemeten waarden geen humane risico's zijn. De data die gebruikt zijn in dit onderzoek zijn vermeld in bijlage 2.

5.3.2 Risico's voor vee

Het is mogelijk dat grazend vee in contact komt met het oppervlaktewater. Daarom zijn de concentraties in het oppervlaktewater getoetst aan kwaliteitscriteria voor veedrinkwater. De gemiddelde en mediaan concentraties van cadmium (totaal) zijn lager dan de referentie-waarde voor cadmium in veedrinkwater van 5 µg/L [9]. Uitschieters die boven de referentie-waarde uitstijgen worden vooral buiten het weideseizoen gemeten⁹. In het seizoen 2010 / 2011 voldoen ook de maxima, uitgezonderd op het punt Neerbeek Hanssum, aan de eis.

De gemiddelde zinkconcentraties (totaal) zijn in de bovenloop voor de periode 2000-2010 hoger dan de referentiewaarde voor zink in veedrinkwater van 250 µg/L [9]. In de periode 2008-2011 is de gemiddelde zinkconcentratie (totaal) lager dan de referentiewaarde, in de zomerperiode zijn de concentraties nog lager. De maxima in het traject duiker – Diesterbaan en op het punt Neerbeek Hanssum overschrijden de eis, in de zomerperiode gaat het hierbij hooguit om geringe overschrijdingen, uitgezonderd Neerbeek.

Een concentratie van meer dan 2 mg/L mangaan in veedrinkwater wordt als afwijkend beschouwd, omdat bij dusdanig hoge concentraties problemen door precipitatie kunnen optreden in veedrinkinstallaties. Dit aspect is hier echter niet van toepassing. Als de MTR-humaan voor mangaan ook voor vee zou gelden en drinkwater uitsluitend uit de beek wordt betrokken, zijn er risico's voor het vee (concentratie is factor 1,5 – 3 te hoog). Dit geldt voor het traject duiker – Raam. In hoeverre dit reële risico's oplevert is onduidelijk. Behalve dat er een specifieke risico-grenswaarde ontbreekt, is het de vraag of vee het jaarrond (alleen) water uit de beek drinkt en hoe hoog de totale mangaan-inname is, dus ook via voedsel.

Samenvattend wordt geconcludeerd dat cadmium en zink op basis van de meest recente cijfers geen risico vormen voor veedrenking (alleen incidentele overschrijdingen), voor mangaan is dit in het traject Kruispeel – Raam niet helemaal duidelijk.

⁹ Het is vooralsnog niet uitgesloten dat op sommige percelen het jaar rond vee aanwezig is

5.3.3 Sproeiwater voor planten

De gemiddelde concentraties van cadmium, zink en mangaan voldoen ruimschoots aan eisen voor sproeiwater [15].

5.3.4 Ecologie - waterfase

Cadmium, zink en mangaan kunnen risico's voor het ecosysteem opleveren. Met het model OMEGA (versie 6.1, RIZA 2006) worden de ecologische risico's bepaald op basis van de beschikbare gehalten in de waterfase. De risico's worden uitgedrukt in de potentieel aangetaste fractie (PAF)¹⁰ van waterorganismen. Indien de (ms)PAF groter is dan 20 % is mogelijk sprake van onaanvaardbare risico's.

De berekeningen zijn uitgevoerd op basis van zowel totaal-concentraties (inclusief zwevend stof), totaal-opgelost (gefiltreerd watermonster) als de berekende ionogene concentratie, voor zowel cadmium als zink. Er is gekeken naar directe effecten op lagere organismen en risico's op doorvergiftiging van hogere organismen (mosseleTERS en viseters). Cadmium is een relevante stof voor het risico van doorvergiftiging.

In tabel 5.1 wordt een samenvatting gegeven van de ecologische risico's. In bijlage 2 is een uitdraai van OMEGA 6.1 opgenomen. De berekeningen zijn uitgevoerd met gegevens uit de periode 2008 – 2010. De gemiddelden van 2010/2011 wijken niet sterk af.

Tabel 5.1 Resultaten OMEGA voor waterkwaliteit Duiker en Spekerhof. Gegevens waterkwaliteit 2008 – 2010. Geen waarde = programma voorziet niet in toetsing; - = geen berekening uitgevoerd

Metaal, locatie en effect	Overschrijding PAF		
	Totaal	Totaal-opgelost	Ionogeen
Cadmium / Duiker	Cd = 1,3 µg/L	Cd = 0,27 µg/L	Cd = 0,11 µg/L
Direct effect lagere organismen water (PAF)	4 %	4 %	2 %
Doorvergiftiging - mosseleTERS (PAF)	79 %	48 %	29 %
Doorvergiftiging - viseters (PAF)	0 %	0 %	0 %
Zink / Duiker	Zn = 171 µg/L	Zn = 100 µg/L	Zn = 50 µg/L
Direct effect lagere organismen water (PAF)	48 %	56 %	39 %
Doorvergiftiging - mosseleTERS (PAF)	Geen waarden	Geen waarden	Geen waarden
Doorvergiftiging - viseters (PAF)	Geen waarden	Geen waarden	Geen waarden
Cadmium / Spekerhof	Cd = 0,31 µg/L	Cd = 0,19 µg/L	Cd = 0,08 µg/L (1)
Direct effect lagere organismen water (PAF)	-	3 %	-
Doorvergiftiging - mosseleTERS (PAF)	-	40 %	-

¹⁰ De PAF wordt berekend op basis van gegevens over representatieve vertegenwoordigers van relevante klassen van zoetwaterorganismen. Dit betreft een standaardlijst, dus geen locatie-specifieke beoordeling.

Metaal, locatie en effect	Overschrijding PAF		
	Totaal	Totaal-opgelost	Ionogeen
Doorvergiftiging - viseters (PAF)	-	0 %	-
Zink / Spekerhof	Zn = 59 µg/L	Zn = 53 µg/L	Zn = 27 µg/L (1)
Direct effect lagere organismen water (PAF)	-	40 %	-
Doorvergiftiging – mosseleeters (PAF)	-	Geen waarden	-
Doorvergiftiging - viseters (PAF)	-	Geen waarden	-

(1) Schatting op basis van gelijke speciatie als bij meetpunt Duiker

Het jaargemiddelde van totaal-cadmium voor het seizoen 2010/2011 is met 0,87 µg/l bij de duiker wat lager, opgelost cadmium is vrijwel gelijk (0,29 µg/l), totaal-zink is met 157 µg/l iets lager en opgelost zink is met 117 µg/l wat hoger dan de getoetste waarden uit tabel 5.1. Deze verschillen leiden niet tot wezenlijke veranderingen in de beoordeling en daarom zijn geen nieuwe berekeningen uitgevoerd met deze waarden.

De totaal-opgeloste concentraties van zink en cadmium brengen volgens de berekeningen ecologische risico's met zich mee omdat PAF waarden van >20 % worden berekend. Voor beide meetpunten is sprake van onaanvaardbare risico's voor directe effecten (zink) en doorvergiftigingsrisico's (cadmium). Dit laatste effect is voor de onderhavige locatie wellicht niet realistisch. Er komen weliswaar zoetwatermossels in de beek voor, maar het is onwaarschijnlijk dat deze een groot deel vormen van het menu van hogere organismen¹¹. Voor het meetpunt Duiker verandert het beeld niet wezenlijk als wordt uitgegaan van de ionogene concentraties in plaats van totaal-opgelost. Weliswaar daalt de PAF, maar de waarde voor directe effecten van zink ligt nog altijd ruim boven de 20 %. Als voor het meetpunt Spekerhof eenzelfde speciatie wordt verondersteld als bij de Duiker, komen de risico's in de buurt van de grenswaarde. De geschatte concentratie aan ionogeen zink van 27 µg/l ligt nog iets boven de kritische grenswaarde van 21 µg/l, die hoort bij een PAF van 20 %. In 5.7.2 wordt verder ingegaan op correcties van de toxiciteit van metalen in relatie tot de waterkwaliteit.

¹¹ Hogere organismen zijn bij de toetsing in Omega vogels en zoogdieren. Vissen zitten in de toetsing van lagere organismen en de risico's van cadmium zijn voor deze groep gering. Dit geldt ook voor hogere organismen die vis eten uit de beek.

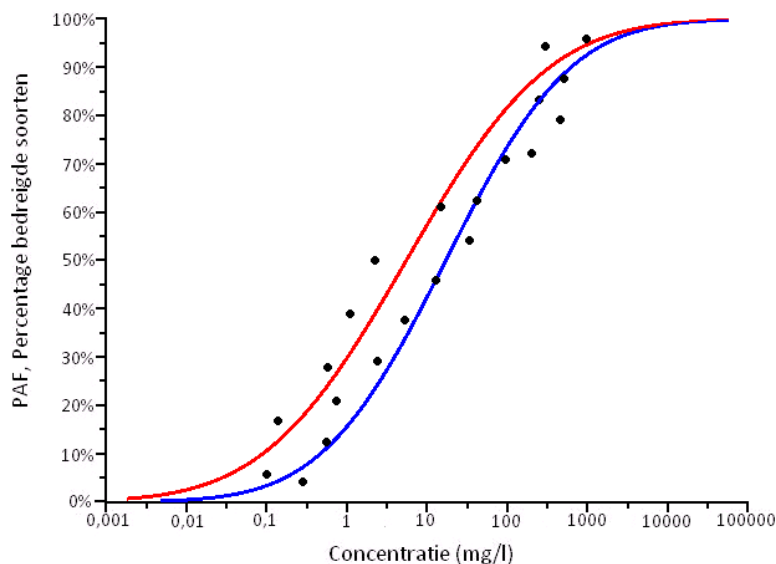
De resultaten van de beoordeling van de totaalconcentraties laten een wisselend beeld zien. Het risico van zink is iets lager dan bij de beoordeling van totaal-opgelost, het risico van cadmium is daarentegen duidelijk hoger. De voornaamste oorzaak hiervan is waarschijnlijk dat OMEGA rekent met een standaardsamenstelling van zwevend stof, en daarbij behorende verdelingscoëfficiënten. Uit deze verdelingscoëfficiënt volgt een opgeloste concentratie, die bepalend is voor het risico. De werkelijke samenstelling van zwevend stof kan afwijken van de standaard-samenstelling. Voor zink is de benadering blijkbaar nog redelijk, maar voor cadmium lijkt de binding onderschat te worden.

5.3.5 Mangaan

Uit literatuurgegevens over de ecotoxiciteit van mangaan is af te leiden dat diatomeeën en algen gevoelig zijn voor mangaan (reductie van chlorofylgehalte door verstoring ijzeropname en hierdoor groeireductie; EC50 concentraties hiervoor 1,5 en 1,9 mg/L). Daarnaast is mogelijk ook de ontwikkeling van vissen gevoelig voor mangaan (verhoogde mortaliteit van embryos van vissen, de meetwaarden werden blijkbaar door sommige toxicologen als niet betrouwbaar geïnterpreteerd, EC50 concentraties van 1,4 mg/L en 2,9 mg/L) en zijn ook Daphnia en embryo's van amfibieën gevoelig voor verhoogde mangaanconcentraties [15]. Geconstateerd is dat mangaan neer kan slaan op de kieuwen van kreeften, bij hoge gehalten in de kieuwen kan sterfte optreden. De mobilisatie van mangaan treedt op in een zuurstofarm milieu, waardoor een relatief laag zuurstofgehalte ook een rol kan spelen bij de sterfte [29 – 33, 15].

De toxiciteit van mangaan neemt met de hardheid van het water af. In het CICADS document mangaan en gerelateerde verbindingen is voor zacht water een guidance value voor de bescherming van 95 % van de soorten van 0,2 mg/L aangegeven. Voor hard water gelden hogere waarden, zie hiervoor 5.7.2.

Door Lomans & van Steensel [15] is een PAF curve gemaakt voor mangaan, gebaseerd op toxiciteitsgegevens van 6 soortgroepen. Dit betreft organismen die in de beek kunnen voorkomen. De kwaliteit van de onderliggende gegevens is bestempeld als 'onbeoordeeld', dat wil zeggen dat deze niet gegarandeerd is. De PAF curve is afgebeeld in figuur 5.1. Hieruit kan worden afgelezen dat de grenswaarde van 20 % wordt overschreden bij een mangaanconcentratie van circa 0,4 mg/l (logaritmische schaal!). Met een jaargemiddelde concentratie van 1,5 mg/l opgelost mangaan bij de duiker en 1 mg/l bij de Diesterbaan, zijn er dus potentiële risico's, temeer daar de zomerconcentraties nog wat hoger zijn dan de jaargemiddelden.

**Figuur 5.1 PAF curve mangaan [15]**

Voor de waterbodem geldt ook dat risico's van mangaan niet routinematig beoordeeld kunnen worden omdat mangaan niet is opgenomen in Sedias. Door de studenten is een inschatting gemaakt door de toxiciteit van mangaan op de helft van zink te stellen en overigens dezelfde constanten als voor zink te gebruiken. Bij een mangaangehalte van 7.100 mg/kg ds wordt dan een PAF van 10 % berekend [15]. Uiteraard is dit niet meer dan een indicatie. Bij deze benadering kan de binding van mangaan overschat worden omdat bekend is dat mangaan onder anaerobe condities relatief snel reduceert, waardoor verhoogde concentraties in het poriewater kunnen ontstaan. Het gehalte van 7.100 mg/kg ds is het absolute maximum, de eerstvolgende hoogste waarde is 1.200 mg/kg ds.

Geconcludeerd wordt dat toxische effecten van mangaan voor de waterfase zeker niet uitgesloten kunnen worden, voor de waterbodem is dit minder duidelijk. Onzekerheden zijn er wat betreft de kwaliteit van de onderliggende gegevens (vaak onbekend) en effecten van de biologische beschikbaarheid. Dit laatste aspect wordt in 5.7.2 verder behandeld.

Daarnaast kunnen er fysische effecten zijn van de zwarte aanslag. Voor waterplanten is waargenomen dat dit tot afsterving leidt (waarschijnlijk door remming van de fotosynthese). Organismen die ademen door kieuwen of de huid, zouden ook schade kunnen ondervinden door remming van de zuurstofopname.

5.4 Verspreiding naar oppervlaktewater

Volgens de Handreiking beoordelen waterbodems moet bekeken worden of verspreiding van verontreinigd sediment door erosie zich kan voordoen (stroming, windgolven) of dat verspreiding via de waterfase kan plaatsvinden via transport stroomafwaarts.

Inherent aan het karakter van de beek, verplaatst de verontreiniging zich via het water stroomafwaarts. Hierbij treedt echter verdunning op door toetreding van schoner water en nemen de risico's af. Uit ervaring is bekend dat ook transport van sedimentdeeltjes optreedt. Dit aspect wordt nader besproken in hoofdstuk 8.

5.5 Verspreiding naar grondwater

De verspreiding naar grondwater dient te worden beoordeeld op basis van de bodemopbouw en de geohydrologische situatie. Indien risico's mogelijk aanwezig zijn, wordt in vervolgstappen op basis van de beschikbare en poriewatergehalten bepaald of verontreinigingen verhoogd voorkomen en of kwetsbare objecten worden bedreigd. Onderstaand volgt een beschrijving van de eerste stap. Hierin moet worden bepaald of er sprake is van:

1. Een permanente situatie van kwel
2. De aanwezigheid van een 1 m dikke schone klei- of veenlaag tussen de verontreiniging en het watervoerend pakket die de grondwaterstroming bemoeilijkt

In grote delen van de beek is sprake van kwel. Het is niet bekend of in delen van de beek (soms) infiltratie optreedt maar de kans op grondwaterverontreiniging lijkt zeer klein. In de eerste plaats zullen waterbodem en onderliggende afzettingen metalen afvangen, in de tweede plaats liggen de concentraties in de beek in de range van achtergrondconcentraties in het ondiepe grondwater in dit gebied.

Naast modelberekeningen dient bij de verspreiding van verontreinigingen via het grondwater te worden bepaald of in een straal van 100 m van de verontreinigingslocatie kwetsbare objecten aanwezig zijn. Deze objecten zijn:

- Waterlichamen met onttrekking voor menselijke consumptie
- Gebieden met economisch significante in het water levende planten- en diersoorten (onder andere schelpdieren, zalm- en karperachtigen)
- Zwemwateren
- Nutriëntgevoelige gebieden
- Beschermde gebieden voor soorten en habitats
- Gebieden met kwel

Voor zover bekend zijn er binnen een straal van 100 m mogelijk nutriëntgevoelige natuur-gebieden en beschermde gebieden voor soorten en habitats. Gezien de doelstellingen van het onderzoek is dit aspect niet verder onderzocht, maar de kans dat zich via het grondwater verontreinigingen uit de beek verspreiden lijkt heel klein.

5.6 Risicobeoordeling met de waterbodemkwaliteit als vertrekpunt

5.6.1 Inleiding

Wanneer in oppervlaktewater een overschrijding is gemeten van de normwaarden voor opgeloste stoffen dan dient nagegaan te worden of de waterbodem daaraan bijdraagt. Wat betreft de Tungelroyse beek geldt dat de concentraties van cadmium (in de laatste jaren niet meer) en zink in het oppervlaktewater hoger zijn dan de toegestane norm en dat ook mangaan risico's kan opleveren. De toetsing van de bijdrage van zware metalen (Cd en Zn) is uitgevoerd middels het programma SEDIAS (versie geldig op 01.12.2011). Mangaan kan niet op deze wijze worden getoetst. Alle genoemde stoffen kunnen in verhoogde mate in de waterbodem aanwezig zijn, zodat er een wisselwerking met de waterkwaliteit kan zijn.

5.6.2 SEDIAS-toetsing

Middels SEDIAS kunnen diverse aspecten in het watersysteem onderzocht worden. Het uitgangspunt is de vaste waterbodemconcentratie van de stoffen. Op grond van deze waarden wordt een poriewaterconcentratie berekend. Uitgangspunt is dat nalevering van de waterbodem maximaal kan leiden tot gelijke concentraties in oppervlaktewater (waterkolom) en poriewater. De poriewaterconcentratie wordt bepaald door uit te gaan van de totaal gehalten van de zware metalen in het sediment. In de toetsing is opgenomen dat alleen de poriewaterconcentratie bepalend is voor de (ms-)PAF toetsing. Ook in een kwelsituatie geldt dat alleen gerekend wordt met poriewaterconcentratie. Opkwellend grondwater kan eventueel bijdragen aan de concentratie van een contaminant aan het oppervlaktewater, maar ook door kwelinvloeden kan de concentratie in het oppervlaktewater nooit hoger worden dan de poriewaterconcentratie. Dit uitgangspunt is juist zolang er een evenwicht is tussen de kwelstroom en het sediment.

Voor toetsing is uitgegaan van de gehalten aan zware metalen op een viertal meetpunten, twee resultaten uit rapport [10] en twee uit het lopende onderzoek. Van alle gemeten zware metalen zijn de concentraties ingevoerd voor de meetpunten Kruispeel 2009, Kruispeel 2010, tracé 2 en slib uit potjes. De waarden van de Kruispeelmonsters zijn maxima voor de beek, tracé 2 betreft een relatief lage meetwaarde en slib uit de potjes is een absolute worst case (geen waterbodem). De waarden weergegeven in tabel 5.2 zijn de waarden gebruikt voor berekening van de poriewaterconcentratie en de (ms-)PAF toetsing.

Tabel 5.2 Waarden en concentratie zware metalen (mg/kg d.s, tenzij anders vermeld) op twee locaties in de Tungelroyse beek en samenstelling van bezinkbare slibfractie uit potjes

Locatie	OS (%)	Lutum (%)	Zn	Cd	Ni	Cu	Hg	Pb
Kruispeel 2009	3	2,6	1.900	22	6,8	17	0,34	40
Tracé 2	2	2,6	560	6,3	4,7	7,8	0,16	18
Kruispeel 2010	9	4	2.600	38	-	-	-	-
Slib uit potjes	20,8	19	11.000	120	-	-	-	-

Toelichting toetsing PAF

Met de berekening van de PAF (potentieel aangetaste fractie) wordt onderzocht of het aannemelijk is dat de waterbodempkwaliteit daadwerkelijk effecten heeft op het waterleven. De PAF kan met SEDIAS op verschillende manieren worden berekend. Vastgesteld wordt of:

- De waterbodempkwaliteit de macrofauna maatlat negatief beïnvloed
- De waterbodempkwaliteit effecten heeft op de hogere organismen specifiek beschermd in natuurdoelstellingen
- Er sprake is van risico's op doorvergiftiging voor viseters
- Er sprake is van risico's op doorvergiftiging voor mosselelers
- Humane risico's op kunnen treden (niet uitgevoerd)

Naast PAF-waarden berekend Sediass ook ms-PAF (ms = meer stoffen, de som van de effecten van de verschillende verontreinigingen) voor macrofauna en alle organismen, maar niet voor hogere organismen.

De resultaten van de SEDIAS PAF toetsing zijn weergegeven in tabel 5.3a en tabel 5.3b. De toetsing in tabel 5.3a heeft betrekking op de eerste twee monsters uit tabel 5.2, die in tabel 5.3b op de laatste twee monsters, dit is de hoogste waterbodempwaarde die bij het huidige onderzoek is aangetroffen (Kruispeel 2010).

Tabel 5.3a Resultaten toetsing PAF. G.w. = geen waarde, model voorziet niet in toetsing

Toetsing	Kruispeel			Trace 2		
	Cd	Zn	Ni	Cd	Zn	Ni
Macrofauna (%)	0,0	6,3	0,0	0,0	0,0	6,6
Alle organismen (%)	0,0	7,1	7,7	0,0	0,0	0,0
Hogere organismen nat sediment (viseters) (%)	0,1	g.w.	g.w.	0,0	g.w.	g.w.
Hogere organismen nat sediment (mosselelers) (%)	32,4	g.w.	g.w.	12,8	g.w.	g.w.

Tabel 5.3b Resultaten toetsing PAF. G.w. = geen waarde, model voorziet niet in toetsing. N.b. is niet bepaald

Toetsing	Kruispeel 2010			Slib uit potjes		
	Cd	Zn	Ni	Cd	Zn	Ni
Macrofauna (%)	0,0	7,1	n.b.	0,0	15,6	n.b.
Alle organismen (%)	0,0	7,9	n.b.	0,0	15,6	n.b.
Hogere organismen nat sediment (viseters) (%)	0,2	g.w.	g.w.	0,8	g.w.	g.w.
Hogere organismen nat sediment (mosselelers) (%)	38,6	g.w.	g.w.	54,2	g.w.	g.w.

Macrofauna

De effecten op de macrofauna worden bepaald op basis van een chronisch EC-50 niveau voor macrofauna. De reden hiervoor is dat in de handreiking beoordeling waterbodems uitgegaan wordt van een langdurige blootstelling en alleen de daadwerkelijke effecten van belang worden geacht. Indien de msPAF < 20 %, dan is de waterbodem geen factor van betekenis voor macrofauna. Voor waarden tussen de 20 en 50 % kunnen effecten op de macrofauna niet uitgesloten worden. Voor waarden boven de 50 % moet rekening gehouden worden met sterke effecten. Uit de toetsing komt naar voren dat voor de waterbodemmonsters geen duidelijke effecten worden verwacht.

Alle organismen

De toetsing geeft aan of een verdachte waterbodem via de voedselketen effect kan hebben op organismen die specifiek beschermd worden in de natuurdoelstellingen. Uit de resultaten blijkt dat geen substantiële effecten worden verwacht voor organismen blootgesteld aan nat sediment.

Hogere organismen nat sediment (viseters) en (mosselelers)

De concentratie cadmium op de locatie Kruispeel leidt volgens de toetsing tot doorvergiftigingsrisico's voor mosselelers. Voor zink zijn er geen toetsingswaarden voor hogere organismen (zowel viseters als mosselelers). De resultaten van doorvergiftigingsrisico's komen zeker in kwalitatieve zin overeen met de Omega toetsing maar worden gezien de praktijksituatie niet relevant geacht.

Ondanks duidelijk hogere gehalten is de score van het monster Kruispeel 2010 slechts weinig hoger (voor 1 parameter zelfs lager) dan het oudere Kruispeel monster. De oorzaak hiervoor is dat het nieuwste monster veel meer organische stof en meer lutum bevat, waardoor metalen sterker worden gebonden. Er is dus zeker geen lineaire relatie tussen metaalgehalte en toxiciteit. Het slibmonster uit de potjes geeft wel duidelijk hogere scores, hoewel de PAF voor zink nog wel beneden de 20 % blijft. Het is echter niet waarschijnlijk dat de waterbodem deze samenstelling krijgt.

Bijdrage toegevoegde concentraties aan het oppervlaktewater

Vervolgens wordt de bijdrage vastgesteld van de flux van poriewater richting oppervlaktewater als gevolg van advectie (transport van water veroorzaakt door kwel). Daarbij is de poriewaterconcentratie het uitgangspunt, met de kwelwaterflux wordt de contaminantflux door kwel berekend.

De bijdragen zijn berekend op grond van de volgende aannames:

- Kwel 0,015 m/dag
- Verversingsdebiet voor Kruispeel is gelijk aan 25.200 m³ / dag
- Verversingsdebiet voor tracé 2 is gelijk aan 115.000 m³/dag
- Oppervlak waterbodem in de Kruispeel (Duiker – Diesterbaan) is 3.400 m²
- Oppervlak waterbodem in tracé 2 is 6.800 m² (aannname)
- Totaal concentraties Cd en Zn in Kruispeel zijn: 2,25 µg/l en 308 µg/l
- Concentraties Cd en Zn in tracé 2 zijn: 0,31 µg/l en 59 µg/l

Uit de resultaten blijkt dat de toegevoegde bijdrage aan de cadmiumconcentratie in het oppervlaktewater, als gevolg van bodememissie, in de Kruispeel nihil is. De toename van zink aan de zinkconcentratie in het oppervlaktewater middels waterbodememissie bedraagt 0,01 µg/l. In tracé 2 is de toegevoegde bijdrage aan de cadmiumconcentratie in het oppervlaktewater, als gevolg van bodememissie, eveneens 0 µg/l. De toename van de zinkconcentratie in het oppervlaktewater middels bodememissie bedraagt 0,02 µg/l. In alle gevallen gaat het om (zeer) geringe bijdragen.

De bijdrage van resuspensie door wind is vooralsnog niet meegenomen in de SEDIAS toetsing.

5.7 Evaluatie standaardrisicobeoordeling, locatie-specifieke aanpassingen

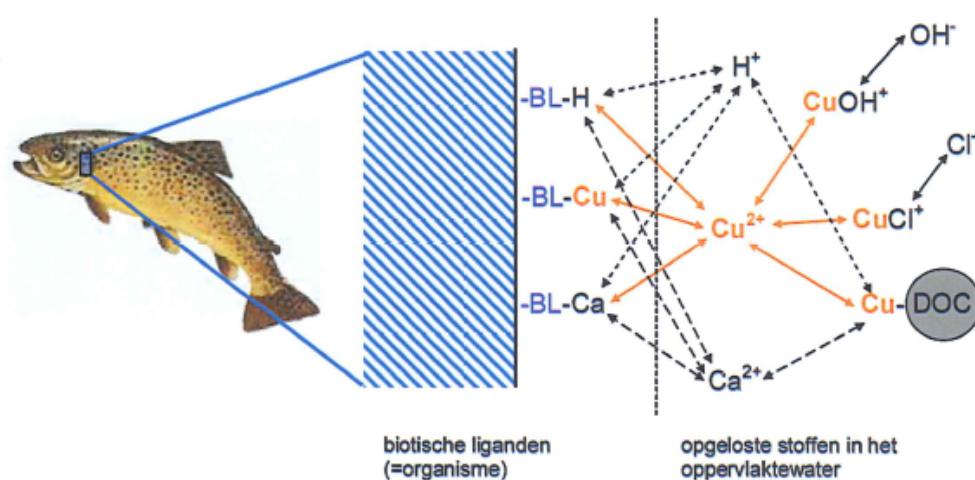
5.7.1 Evaluatie standaardbeoordeling

Uit deze eenvoudige risicobeoordeling blijkt dat zink en mangaan (mogelijk) ecologische risico's met zich meebrengen en dat er een risico is op verspreiding via oppervlaktewater van de metalen. Cadmium geeft volgens het model een risico op doorvergiftiging van mosselelers, maar gezien de praktijksituatie lijkt dit risico niet realistisch. Een risico van mangaan voor vee dat al het drinkwater uit de beek betreft kan niet volledig worden uitgesloten. Er zijn geen humane risico's. De waterbodem geeft voor de onderzochte waarden (zink maximaal 2.600 mg/kg ds en cadmium maximaal 38 mg/kg ds) geen duidelijke ecologische risico's, behalve doorvergiftiging van mosselelers maar dit lijkt zoals eerder genoemd geen realistisch risico. Daarnaast is duidelijk dat de waterbodem op basis van de beoordeling met SEDIAS geen significante bijdrage levert aan de vervuiling van de waterfase. Een belangrijke reden hiervoor is de hoge verversingsgraad van het water.

Uit het voorgaande volgt dat op basis van de risico's het onderzoek gefocust moet worden op de opgeloste concentraties van zink en mangaan. Het risico van cadmium is gering. De vervuiling van de waterbodem vertegenwoordigt geen duidelijke risico's. De invloed van de waterbodem op de waterkwaliteit is verwaarloosbaar.

5.7.2 Locatie-specifieke factoren

In de KRW is gesteld dat bij de beoordeling van risico's van metalen rekening mag worden gehouden met de biobeschikbaarheid op een specifieke locatie. De biobeschikbaarheid neemt af naarmate metalen meer in gecomplexeerde vorm aanwezig zijn, maar ook als de concentratie van sommige macrocomponenten stijgt. Dit wordt geïllustreerd in figuur 5.2.



Figuur 5.2 Schematische weergave opname van metalen, met als voorbeeld receptoren op de kieuw van een vis. Alleen ionogene metalen kunnen binden, maar naast koper kan een receptor ook bezet worden door bijvoorbeeld calcium [27]

Volgens het RIVM [26] wordt de biologische beschikbaarheid van metalen vooral bepaald door de pH, het DOC-gehalte (DOC = Dissolved Organic Carbon), de alkaliniteit en de hardheid. Van secundair belang zijn chloride, sulfaat en natrium. Het effect van al deze factoren is meegenomen in Biotische Ligand Modellen (BLM's). Toch is het RIVM terughoudend over de toepassing van deze modellen, aangezien ze nog maar voor weinig organismen zijn ontwikkeld. In [25] wordt de toepassing van BLM's wel aanbevolen als een mogelijkheid voor een locatie-specifieke beoordeling. Andere opties zijn:

- Speciatie-berekeningen: hiermee kan de fractie ionogeen metaal worden berekend. Antagonistische effecten van andere metalen worden op deze wijze niet bepaald
- Hardheidcorrectie: deze zal vooral corrigeren voor de antagonistische effecten van calcium, mogelijk deels ook voor veranderingen in speciatie
- Algemene correctie-factoren

De optie speciatie-berekeningen is al toegepast bij de Omega-berekeningen (zie 5.3.4) en dit leidt niet tot een fundamenteel andere beoordeling. Op basis van de nieuwste monitoringsgegevens zijn aanvullende berekeningen uitgevoerd, waarvan de resultaten zijn samengevat in tabel 5.4.

Hieruit blijkt dat cadmium en zink bij de duiker voor 40 – 50 % in ionogene vorm aanwezig zijn en op de locatie Swartbroek voor 55 – 60 %. DOC-complexen vormen 20 – 30 % van de speciatie en anorganische complexen (met sulfaat, chloride, in mindere carbonaat) hebben een aandeel van 10 – 40 %. De anorganische complexen hebben op de locatie Swartbroek duidelijk een lager aandeel en DOC een hoger, dit weerspiegelt de veranderingen in de samenstelling van het water. Mangaan is voor het grootste deel in de ionogene vorm (70 – 80 %), hiervoor is de hardheid het belangrijkste beschermende mechanisme. De hardheid is voor cadmium al in de normering verwerkt maar duidelijk is dat de risico's door DOC-complexatie verder afnemen.

Tabel 5.4 Speciatie-berekeningen met Minteqa2 op basis van jaargemiddelde concentraties van opgeloste componenten. DOC is beschouwd als fulvozuur.

Fractie (% van totaal)	Cadmium		Zink		Mangaan	
	Duiker	Swartbroek	Duiker	Swartbroek	Duiker	Swartbroek
Ionogeen	42	55	49	60	72	87
DOC-gebonden	21	29	26	30	1	2
Anorganisch complex	37	16	25	10	27	11

In [15] wordt een formule vermeld waarmee NOEC's gecorrigeerd kunnen worden voor de hardheid, deze is afkomstig uit [35]:

$$\text{NOEC}_{H=50} = \text{NOEC}_H \times (50/H)^{0,7409}$$

Waarin:

$\text{NOEC}_{H=50}$ = 'No observed effect concentration' bij een hardheid van 50 mg CaCO_3/l .

NOEC_H = 'No observed effect concentration' bij een hardheid H mg CaCO_3/l .

H = Hardheid van het water uitgedrukt in mg CaCO_3/l .

Deze hardheidscorrectie is toepasbaar voor water met een hardheid van 44-209 mg CaCO_3/l .

In het algemeen is niet bekend bij welke hardheid toxiciteitstesten zijn uitgevoerd, maar aannemelijk is dat dit vaak met zacht water gebeurt (worst case situatie). Als wordt verondersteld dat de proeven zijn uitgevoerd bij een hardheid van 50 mg/l, worden op basis van de gemeten jaargemiddelde hardheid op de locaties Duiker en Swartbroek correctie-factoren berekend van respectievelijk 3 en 2,3. Deze factoren komen overeen met de verschillende cadmiumnormen die de KRW onderscheidt, afhankelijk van de hardheid van het water. Bovenop deze hardheids-correctie volgt een additionele correctie voor DOC-complexatie (deze bindingsvorm is immers niet beschikbaar voor opname), waardoor de correctie-factor voor cadmium en zink stijgt tot 3 – 4. Mangaan is nauwelijks als DOC-complex aanwezig, waardoor de factor gelijk blijft.

In het RIVM-rapport [26] worden algemeen toepasbare correctie-factoren vermeld voor de HC5-waarden van beken. Afhankelijk van DOC, pH en hardheid mag de HC5 voor algen en vissen met een factor 1,7 tot 5 worden verhoogd. In vergelijking met de ranges uit het RIVM-rapport is de samenstelling van het water uit de Tungelroyse beek gunstig wat betreft hardheid en pH (gunstig betekent dat hoge correcties mogelijk zijn) en ongunstig wat betreft DOC (ongunstig betekent dat de correctie relatief laag is). De RIVM-range van 1,7 tot 5 sluit gezien deze condities goed aan bij de in de voorgaande alinea berekende correctie-factor van 3 – 4 (voor Cd en Zn).

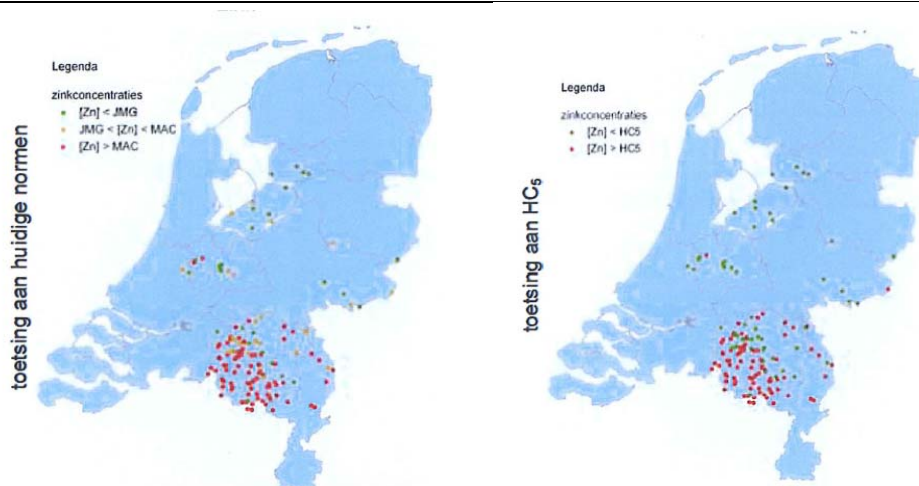
Zoals eerder vermeld is voor mangaan een concentratie van circa 0,4 mg/l afgeleid waarbij 20 % van de aanwezige soorten kan worden aangetast. Als deze waarde met een factor 3 wordt verhoogd (naar 1,2 mg/l), is de jaargemiddelde concentratie van mangaan bij de duiker nog 25 % te hoog, in de zomerperiode is dat bijna 60 %. Deze benadering is indicatief en geeft aan dat toxische effecten van mangaan in de Kruispeel niet uit te sluiten zijn¹². Stroomafwaarts, zoals bij de Diesterbaan, ligt de gemiddelde waarde wel onder de 1,2 mg/l.

In [27] zijn voor zink met een BLM model aangepaste normen berekend voor een groot aantal wateren. De mediaan van de gecorrigeerde HC5-waarde ligt rond de MAC-MKN norm van 15,6 µg/l, dus ongeveer 2x zo hoog als de JG-MKN van 7,8 µg/l. Voor een deel van de onderzochte wateren zijn de gecorrigeerde waarden nog aanzienlijk hoger. Toch leidt deze aangepaste beoordeling slechts in een beperkt aantal gevallen tot een andere classificering, zie figuur 5.3.

Bij toetsing van de jaargemiddelde concentraties aan de MAC-MKN waarde blijven de concentraties op alle meetpunten uit tabel 3.1 ruim boven de norm. In de zomerperiode voldoet de Hamonterbeek aan de norm en zijn de overschrijdingen in Swartbroek en Neerbeek zeer beperkt. Alleen de waarde van de duiker blijft ruim boven de norm. Gezien de eerder berekende correctie-factoren van 3 – 4 zouden voor de Tungelroyse beek nog hogere 'normen' gehanteerd mogen worden dan de MAC-MKN waarde. Als wordt uitgegaan van de JG-MKN norm als basis en deze met een factor 3 tot 4 wordt opgehoogd, zijn concentraties 23 – 31 µg/l opgelost zink acceptabel. Met uitzondering van de duiker, vallen de zomergemiddelden binnen deze range. Voor de jaargemiddelden geldt dit alleen voor de locatie Neerbeek.

De verschillende benaderingen stemmen overeen in die zin dat er in alle gevallen (in elk geval in het Kruispeel traject) risico's voor zink blijven bestaan.

¹² De risico-grenswaarde is op de voorgeschreven wijze afgeleid in een afstudeerproject maar is niet in bredere kring wetenschappelijk getoetst. Ook is de kwaliteit van de onderliggende gegevens niet in alle opzichten duidelijk of zijn experimentele condities onbekend. Daarom worden conclusies omtrent risico's van mangaan voorzichtig geformuleerd.



Figuur 5.3 Toetsing jaargemiddelde zinkconcentratie aan huidige normen (links) en met BLM gecorrigeerde HC5 concentratie (rechts) [27]

5.8 Samenvatting en conclusies

Uit de standaard risicobeoordeling blijkt dat zink ecologische risico's met zich meebrengt en dat er een risico is op verspreiding via oppervlaktewater van de metalen. Cadmium geeft volgens het model een risico op doorvergiftiging van mosseleiders, maar gezien de praktijksituatie lijkt dit risico niet realistisch. Er zijn geen humane risico's.

De waterbodem geeft voor de onderzochte waarden (zink maximaal 2.600 mg/kg ds en cadmium maximaal 38 mg/kg ds) geen duidelijke ecologische risico's, behalve doorvergiftiging van mosseleiders maar dit lijkt zoals eerder genoemd geen realistisch risico. Daarnaast is duidelijk dat de waterbodem op basis van de beoordeling met SEDIAS geen significante bijdrage levert aan de vervuiling van de waterfase. Een belangrijke reden hiervoor is de hoge verversingsgraad van het water.

Mangaan vormt geen onderdeel van de standaardbeoordeling. De risico's zijn op basis van literatuuronderzoek gekwantificeerd, waaruit volgt dat de concentraties in de Kruispeel en omgeving ruim boven een afgeleide risicogrenswaarde van circa 0,4 mg/l liggen.

Bij de standaardbeoordeling wordt geen rekening gehouden met een eventuele beperkte biobeschikbaarheid. Uit berekeningen en literatuuronderzoek blijkt dat normen op de locatie globaal met een factor 3 - 4 opgehoogd mogen worden op basis van factoren als hardheid, pH en DOC-concentratie. Ook als dit wordt toegepast blijven de jaargemiddelde concentraties van zink en mangaan (Mn alleen in de Kruispeel en in beperkte mate) de 'norm' overschrijden.

De zomergemiddelden van zink voldoen op veel locaties aan de aangepaste norm, maar niet in de Kruispeel. De mangaanconcentratie is in de zomer hoger dan het jaargemiddelde en voldoet daarom niet aan de aangepaste norm.

Naast een mogelijk toxisch effect door opname van opgelost mangaan, brengt de vorming van mangaanneerslagen schade toe aan ondergedoken waterplanten en kan schade aan organismen die via kieuwen of huid ademen niet worden uitgesloten.

Samenvattend geeft opgelost zink op basis van de uitgevoerde risico-beoordeling op veel plaatsen risico's, opgelost mangaan mogelijk in het traject Duiker – Raam en mangaanneerslagen zijn voor een aantal organismen schadelijk. De risico's van zink zijn duidelijk verhoogd in het traject Duiker – Raam.

Kenmerk R001-4734310JJS-rlk-V02-NL

6 Vrachten

6.1 Inleiding

In de periode februari 2010 – september 2011 is de waterkwaliteit van de Tungalroyse beek op een groot aantal meetpunten intensief gemonitord. Tevens zijn debietmetingen uitgevoerd, waardoor een goed beeld is verkregen van het verloop van de debieten van de Hamonterbeek tot en met de duiker onder de Zuid-Willemsvaart. De debietmetingen bij de Diesterbaan zijn door omstandigheden onbetrouwbaar en verder stroomafwaarts zijn in het kader van dit onderzoek geen debietmetingen verricht. De resultaten van het onderzoek worden volledig beschreven in bijlage 1, in dit hoofdstuk volgt een samenvatting.

6.2 Herkomst verontreinigingen en verloop van concentraties

6.2.1 Effecten lozing Nyrstar

De effluentlozing van Nyrstar is (in elk geval in het traject tot de instroom van de Raam) een belangrijke bron voor ammonium, mangaan, sulfaat, chloride, fosfor, calcium en bicarbonaat in de Tungalroyse beek. Als de jaargemiddelde concentraties in de overstort van het Ringselven worden vergeleken met die in de uitlaat van de Oude Tungalroyse Beek, kunnen effecten als volgt worden ingedeeld:

- Relatief sterke toename (globaal 100 %, Mn is hoger): chloride, mangaan, sulfaat en totaal P
- Beperkte toename (maximaal circa 30 %): ammonium-N, calcium, bicarbonaat
- Geen verandering: totaal-N
- Afname: pH (ondanks toename calcium en bicarbonaat)

Het gehalte aan zwevende stof in het effluent is ongeveer de helft van het gehalte in het Ringselven water, de effluentlozing heeft hierop dus een verdunnend effect. Effecten op cadmium, zink en mangaan worden navolgend in detail besproken. De Raam is stroomafwaarts van de samenkomst met de Tungalroyse beek ook een belangrijke bron van fosfor.

6.2.2 Mangaan

De mangaanconcentratie in de SRB sloot fluctueert sterk. Van de 30 monsters uit de SRB sloot hebben er zeven een mangaanconcentratie hoger dan 5.000 µg/l. In de periode juni-juli 2011 is de mangaanconcentratie met waardes tot 540 µg/l opeens behoorlijk laag. De oorzaken voor deze fluctuaties zijn niet bekend. Naast fluctuaties bij Nyrstar kunnen ook redoxprocessen in de beek, opwerveling van slib en uitspoeling uit de bodem een bijdrage leveren. Echter bij meetwaarden in de SRB-sloot van >5.000 µg/l zijn twijfels aangezien die door Nyrstar zelf nooit worden gemeten. Fouten bij de analyse zijn niet uitgesloten, hoewel een nadere onderbouwing vooralsnog ontbreekt.

De hoge mangaan-concentraties in SRB sloot bepalen tot de Diesterbaan de mangaanconcentratie in de Tungalroyse beek. De concentraties nemen in het traject vanaf de SRB sloot tot de Diesterbaan af. Tot de duiker is menging met water uit het Ringselven Oost en de VTB de belangrijkste oorzaak van afname. Tussen de duiker en het bruggetje bij Beauchamps wordt een afname in gemeten concentraties gevonden die niet te verklaren is uit menging. Hieruit kan geconcludeerd worden dat neerslag van mangaanoxide vooral in de Kruispeel plaatsvindt.

6.2.3 Cadmium en zink

De Verlegde Tungalroyse beek (VTB) bevat zeer hoge concentraties zink en in iets mindere mate ook cadmium. De concentraties van de overige stoffen zijn hier laag. De VTB is daarmee een belangrijke bron van zink en cadmium in de Tungalroyse beek. Voor zink is deze bron groter dan voor cadmium. Omdat stofvrachten van de VTB, OTB en Tungalroyse beek bij de duiker niet kloppen (waarbij onzekerheden in debieten waarschijnlijk de hoofdrol spelen) is de grootte van de bron moeilijk in te schatten. Er is een geleidelijke toename van de zink- en cadmiumconcentratie vanaf de Hamonterbeek tot en met het Ringselven oost. Het Ringselven oost en het beektraject van de Oude Tungalroyse beek lijken belangrijke bronnen te zijn voor zink. Het traject van de Oude Tungalroyse beek (OTB) lijkt een belangrijke bron te zijn voor cadmium, er is sprake van een grote toename in cadmiumconcentratie en vracht over dit beektraject.

Er is weinig tot geen verandering in zink- en cadmiumconcentraties (totaal en opgelost) in de Tungalroyse beek tussen de duiker en de Diesterbaan. Voor de vrachten kunnen hierover geen uitspraken worden gedaan omdat goede afvoermetingen in dit traject ontbreken. Op basis van de concentratiemetingen kan worden geconcludeerd dat de bijdrage van grondwater in dit traject van de Tungalroyse beek gering is.

6.2.4 Verdeling van de vrachten

In tabel 6.1 wordt de procentuele verdeling van de vrachten over een aantal 'bronnen' gegeven. Hierbij is uitgegaan van de uurgemiddelden uit bijlage 1, berekend volgens de methode $x(Q.C)$. De bijdrage van de OTB is verwaarloosd maar deze kan, gezien de niet sluitende massa-balans, voor cadmium van belang zijn. De tabel maakt duidelijk dat de SRB-sloot verreweg de belangrijkste bron is van mangaan. Cadmium en zink komen voor 80 – 90 % uit 'diffuse' bronnen. Maatregelen bij Nyrstar alleen zijn dus niet afdoende om de waterkwaliteit op orde te krijgen.

Tabel 6.1 Procentuele verdeling van vrachten over de stromen SRB-sloot (effluent Nyrstar), overstort Ringselven Oost en Verlegde Tungelroyse beek en verschil gesommeerde vrachten ten opzichte van gemeten vracht duiker Kruispeel. Zie tekst en bijlage 1 voor toelichting

Meetpunt	Mangaan	Cadmium	Zink
SRB-sloot	93	21	11
Ringselven Oost	3	28	44
Verlegde TB	4	52	45
Som	100	100	100
Som tov. meting Kruispeel	126	92	146

Kenmerk R001-4734310JJS-rlk-V02-NL

7 Bronnen en processen

7.1 Inleiding

Door de monitoring op een groot aantal punten is inzicht verkregen in de herkomst van de verontreinigingen. Dit is primair geografisch, maar er kan ook een beeld worden gevormd van de bijdrage van verschillende bronnen, zoals de historische belasting van het Nyrstar terrein, de lozing van Nyrstar, bijdragen van diffuse belasting (verhoogde achtergrondconcentraties van metalen en sulfaat in de Kempen) en landbouw (als een zijbeek een gebied met in hoofdzaak landbouwgrond afwatert).

Voor een beoordeling van de mogelijkheden om de waterkwaliteit te verbeteren en voor de risico-beoordeling is het van belang om inzicht te hebben in de processen die zich afspelen in de beek. Hierbij gaat het met name om opgeloste metalen, omdat die kritisch zijn uit oogpunt van risico's. In tabel 7.1 wordt een overzicht gegeven van processen die plaats kunnen vinden in de beek, uitgaande van de aanwezigheid van opgeloste metalen.

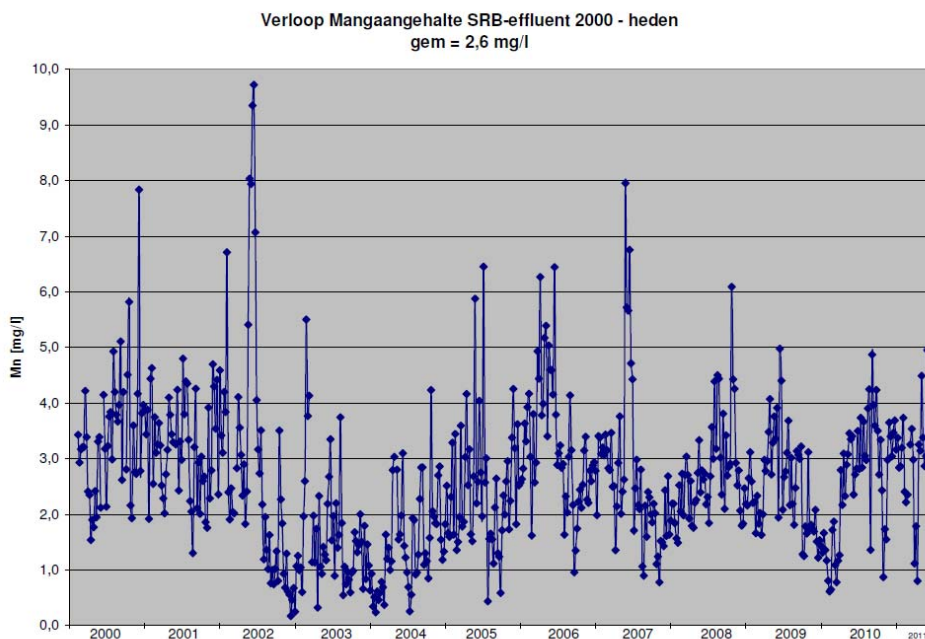
Tabel 7.1 Overzicht processen die invloed kunnen hebben op de concentratie opgelost cadmium, zink en mangaan in de beek

Proces	Effect op concentratie	Opmerkingen
Menging met water uit zijbeken e.a.	Toe- of afname	Water zijbeken is vaak schoner
Oxidatie	Afname	Geldt alleen voor mangaan
Precipitatie	Afname	Geldt waarschijnlijk alleen voor mangaan
Co-precipitatie met Mn/Fe-(hydr)oxiden	Afname	Van belang voor zink, cadmium. IJzerrijk zwevend stof aanwezig bij Swartbroek
Adsorptie aan zwevende stof	Afname	Treedt op bij niet-evenwicht en aanvoer of ontstaan nieuwe deeltjes die niet verzadigd zijn
Desorptie van zwevende stof	Toename	Treedt op bij niet-evenwicht, bijvoorbeeld door verandering waterkwaliteit
Emissie vanuit waterbodem	Toename	Volgens Sedias-model te verwaarlozen

Tabel 7.1 laat zien dat de meeste processen in een afname van de concentratie aan opgeloste metalen (kunnen) resulteren. Mangaan, wat een probleemstof is, biedt ook mogelijkheden om de waterkwaliteit te verbeteren omdat het zink en cadmium kan binden. IJzerrijke kwel kan een vergelijkbare bijdrage leveren.

7.2 Mangaan

Van de mangaanvrucht die in het seizoen 2010 / 2011 bij de duiker is gemeten, is circa 90 % afkomstig van de lozing van de waterzuivering van Nyrstar. Deze installatie verwerkt afvalwater uit het zinkproductie-proces en grondwater vanuit het GBS (Geohydrologisch BeheersSysteem). Beide stromen bevatten mangaan. De waterzuivering van Nyrstar is gebaseerd op geavanceerde biologische systemen, waarbij metalen en sulfaat worden neergeslagen met behulp van sulfaatreducerende bacteriën. In vergelijking met de meeste metaalsulfiden, is mangaansulfide vrij goed oplosbaar en daarom is mangaan in relatief hoge concentraties in het effluent aanwezig. Het verloop in de tijd is weergegeven in figuur 7.1. Naast kortdurende fluctuaties is hierin een zeker periodiek verloop zichtbaar, waarbij concentraties over langere perioden stijgen of dalen. De oorzaken hiervan zijn niet bekend. Het is voor het nemen van maatregelen van belang om hier onderzoek naar te doen. Nyrstar zal dit uitvoeren. Wanneer het mechanisme bekend is kan hier mogelijk gebruik van worden gemaakt om de emissie te beperken.

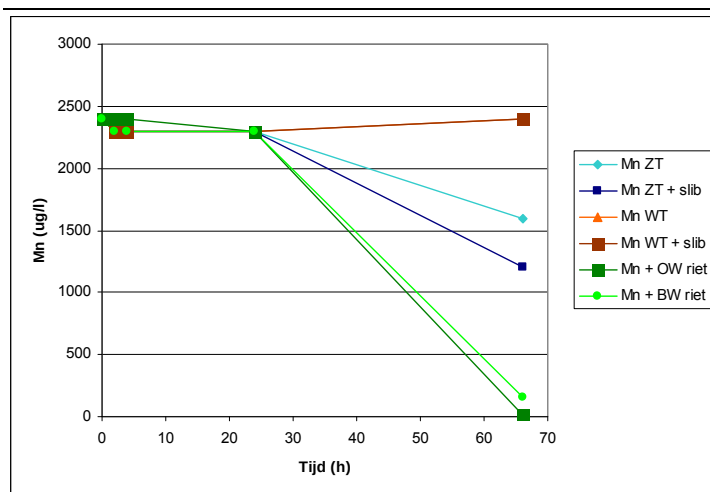


Figuur 7.1 Verloop mangaanconcentraties in SRB-effluent 2000 – 2011. Bron: Nyrstar

Na lozing van het mangaan wordt dit langzaam geoxideerd naar slecht oplosbare drie- of vierwaardige mangaan(hydr)oxiden. Het oplosbare tweewaardige mangaan is namelijk niet stabiel onder atmosferische condities. Het beekwater bevat voldoende zuurstof voor de oxidatie, maar toch verloopt dit proces langzaam. Uit laboratoriumonderzoek (zie bijlage 3 voor de volledige resultaten) blijkt dat een volledige oxidatie van mangaan alleen wordt bereikt in aanwezigheid van rietstengels en dat dit globaal 60 uur kost, zie figuur 7.2. De oxidatie-snelheid wordt bevorderd door:

- Verhoging van de temperatuur. Bij een 'winter' temperatuur van 12 °C gebeurt vrijwel niets, bij een 'zomer' temperatuur van 22 °C treedt wel oxidatie op
- Verhoging van het gehalte zwevende stof
- Aanwezigheid van rietstengels

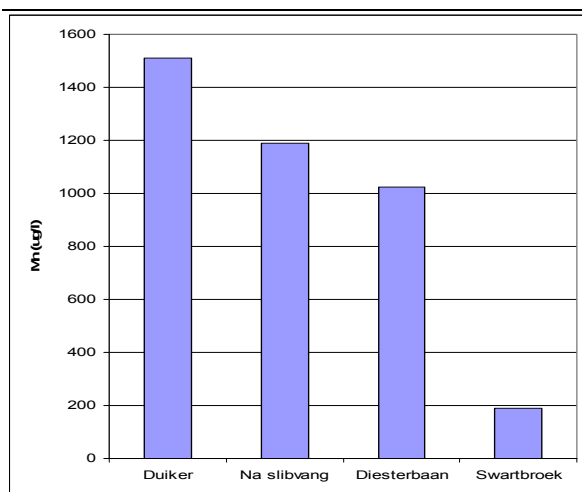
Het effect van beide laatste parameters wordt waarschijnlijk verklaard door de aanwezigheid van mangaanoxiderende bacteriën, die het oxidatie-proces sterk versnellen.



Figuur 7.2 Verloop mangaanconcentraties bij laboratoriumproeven. ZT = Zomertemperatuur; WT = Wintertemperatuur; + slib = extra zwevende stof toegevoegd; + riet = stukjes rietstengel van onder water (OW) respectievelijk boven water (BW) toegevoegd.

Het belang van mangaanoxiderende bacteriën die zich hechten op oppervlakken blijkt ook uit de vorming van de zwarte aanslag en grote verschillen in samenstelling van aanslag en slib. De aanslag bevat veel meer mangaan dan het slib, waarschijnlijk door de actieve opname door bacteriën. In 8.2.1 wordt dit verder besproken.

Door de activiteit van de bacteriën verloopt de oxidatie in de praktijk sneller dan bij de laboratoriumproef. Uit figuur 7.3 blijkt dat bij een verblijftijd van 1 tot enkele uren in de praktijk (in de Kruispeel) wel oxidatie optreedt, maar in het laboratorium niet of nauwelijks. Echter, ook in de praktijk vindt de oxidatie geleidelijk plaats en is de concentratie pas bij Swartbroek naar relatief lage waarden gedaald. Hierbij zal naast oxidatie ook verdunning een rol spelen, maar de afzonderlijke bijdrage van beide parameters is niet bekend.



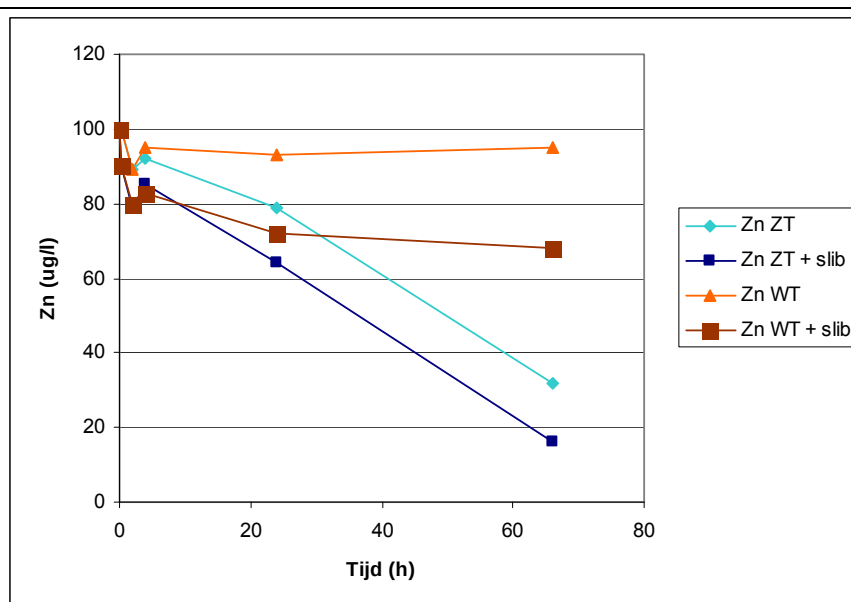
Figuur 7.3 Verloop jaargemiddelde mangaanconcentratie (opgelost) in µg/l op enkele meetpunten

7.3 Cadmium en zink

In tegenstelling tot mangaan, zijn de concentraties van cadmium en zink in de winter hoger dan in de zomer. Dit wijst op een grote bijdrage van diffuse bronnen aan de vrachten, in de winter is er door een hogere grondwaterstand meer uitspoeling / drainage van de bodem en mogelijk ook meer kwel en oppervlakkige afstroming dan in de zomer.

Opgelost cadmium en zink kan door binding aan deeltjes, gevolgd door bezinking, uit de waterfase worden verwijderd. Uit laboratoriumonderzoek (zie bijlage 3 voor de volledige resultaten) blijkt dat zowel cadmium- als zinkconcentraties in de tijd dalen en dat deze afname wordt versterkt als slibdeeltjes (afkomstig uit de waterbodem) worden toegevoegd en als de temperatuur wordt verhoogd. De afname van cadmium is (zeker op de korte termijn) sterker dan zink. Een sterkere binding aan slib is in overeenstemming met de resultaten van de monitoring, waaruit ook blijkt dat cadmium procentueel meer aan deeltjes is gebonden dan zink. Uit deze resultaten blijkt dat de uit de waterbodem afkomstige slibdeeltjes nog een additionele bindingscapaciteit hebben voor metalen. Resuspensie van (het onderzochte) slib heeft dus een positief effect (afname) op de concentratie aan opgeloste metalen.

De resultaten van zink zijn weergegeven in figuur 7.4. Bij lage temperatuur treedt op lange termijn nauwelijks verwijdering op, bij hoge temperatuur is de eindconcentratie circa 30 % van de startwaarde. Het toevoegen van slib resulteert meteen in lagere concentraties en dit verschil blijft in de loop van de proef in stand. Met name bij de zomertemperatuur is de afname gedurende de hele proef vrijwel lineair. Gezien het verschil met de wintertemperatuur, is de afname tussen 24 en 66 uur waarschijnlijk een gevolg van co-precipitatie met mangaan (bij WT treedt die niet op).



Figuur 7.4 Verloop zinkconcentraties bij laboratoriumproeven. ZT = Zomertemperatuur; WT = Wintertemperatuur; + slib = extra zwevende stof toegevoegd

7.4 Discussie en conclusies

Gesteld kan worden dat het water met betrekking tot opgeloste zware metalen een 'zelfreinigend vermogen' heeft. Dit vermogen wordt geleverd door:

- Adsorptie aan zwevende stof
- Oxidatie van mangaan, resulterend in nieuwvorming van mangaan(hydr)oxiden die metalen binden. Deze nieuwvorming kan in de vloeistoffase plaatsvinden, maar wordt aanzienlijk versneld als er plantendelen aanwezig zijn waarop mangaanoxiderende bacteriën kunnen groeien. Het is bekend dat de oxidatie van mangaan (en ijzer) sterk kan worden versneld door de activiteit van bacteriën

Gezien de resultaten van deze proef heeft opwerveling van slib uit de waterbodem een positief effect op de waterkwaliteit (afname van concentratie aan opgeloste metalen door extra sorptie).

Het lijkt er dus op dat er geen mobilisatie optreedt van sulfide-gebonden metalen of dat deze mobilisatie minder sterk is dan de extra binding door sorptie. Het gebruikte monster had op basis van de geur een anaeroob karakter, wel is het onzeker of dit monster representatief is voor de waterbodem in de gehele beek. De resultaten laten zien dat cadmium relatief sterker door adsorptie wordt verwijderd dan zink.

Op basis van deze resultaten kan er, gezien de verblijftijd van het water, in de Kruispeel geen mangaanoxidatie optreden. Het is echter duidelijk dat dit wel gebeurt. Blijkbaar ontwikkelt zich op oppervlakken (van planten et cetera) een actieve populatie van bacteriën, die continu mangaan aan het water onttrekt en oxideert, waardoor neerslagen worden gevormd. Duidelijk is ook dat verhoging van de temperatuur het proces versnelt.

Hoewel mangaan enerzijds een probleem vormt voor de waterkwaliteit, biedt het anderzijds een kans om de waterkwaliteit te verbeteren. Het proces van mangaanoxidatie moet dan wel versneld en beheerst kunnen worden. Hiervoor zijn in theorie de volgende opties:

- Vergroten van de verblijftijd
- Vergroten van het aanhechtingsoppervlak voor bacteriën
- Verhogen van de temperatuur

Deze randvoorwaarden zijn te vertalen in een zuiveringsmoeras. Deze optie wordt verder besproken in 9.2.3.

8 Slibkwaliteit en werking slibvang

8.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de volgende aspecten:

- De kwaliteit van bezinkbaar slib dat met slibvallen kan worden afgevangen (glazen potjes die in de beek worden geplaatst)
- De kwaliteit van de waterbodem en ontwikkelingen daarin
- De werking van de tijdelijke slibvang
- De processen bezinking en resuspensie, in hoeverre die met onderzoeksresultaten zijn te traceren of te kwantificeren
- De ontwikkeling van de waterbodemkwaliteit op langere termijn als gevolg van mogelijke herverontreiniging

8.2 Slibkwaliteit in potjes

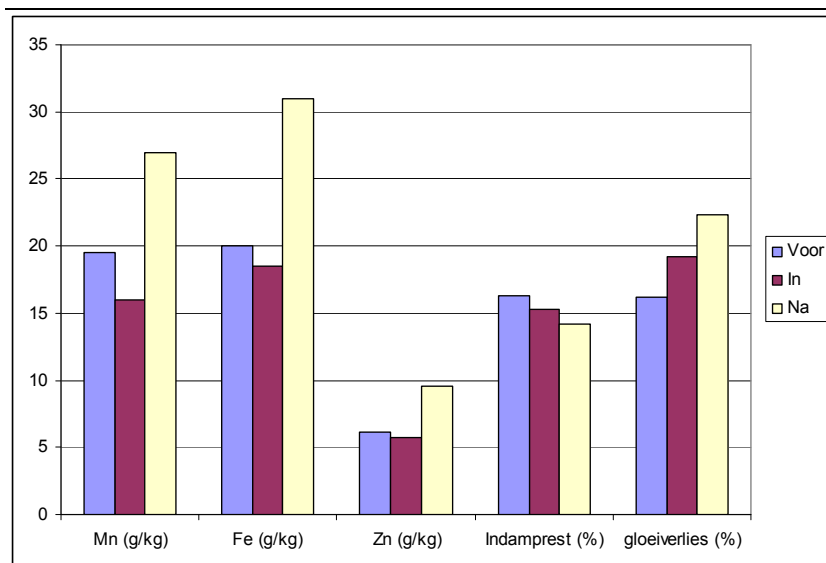
8.2.1 Werkwijze en processen

In de periode juli 2009 – augustus 2011 is de kwaliteit van bezinkbaar slib onderzocht door middel van slibvallen. Dit zijn glazen potjes die op de bodem van de beek zijn geplaatst. De opening is op een hoogte van circa 11 cm. De potjes zijn zoveel mogelijk in luwe zones geplaatst, zoals achter planten en in binnenbochten. Op deze wijze worden zware deeltjes, die laag over de bodem worden getransporteerd, en lichte deeltjes, die niet bezinken, niet bemonsterd. De gegevens die worden verkregen geven dus een beeld van de kwaliteit van het slib dat onder bepaalde condities bezinkt, maar niet van de totale slibstroom. De gegevens kunnen zeker niet vertaald worden naar de massa-stroom aan slib en daaraan gebonden verontreinigingen, die zich door de beek verplaatst. In de beek kunnen de volgende processen plaatsvinden:

1. Bezinking van slib. Dit betekent dat relatief zwaardere deeltjes uit de waterfase verdwijnen en de lichtere overblijven
2. Opwerveling van slib: bij hoge afvoeren kan een deel van het bezonken slib weer in suspensie worden gebracht (ook erosie of resuspensie genoemd)
3. Nieuwvorming van slib. Door uitvloeking van metalen of aggregatie van kleinere slibdeeltjes kunnen (grotere) slibdeeltjes ontstaan

Verder moet rekening worden gehouden met de effecten van de instroom van zijbeken. Het water daarvan kan meer of minder slib bevatten dan de hoofdstroom, ook kan de samenstelling van het slib anders zijn.

Het effect van bezinking op de samenstelling van het slib wordt geïllustreerd in figuur 8.1. In de periode maart / april 2011 zijn een viertal metingen uitgevoerd met potjes voor, in en na de slibvang bij de Golfbaan [15]. De resultaten zijn als mediaanwaarden weergegeven in figuur 8.1. Hierin is te zien dat de gehalten aan zowel macro-componenten als verontreinigingen in het slib (dit geldt ook voor cadmium, zie bijlage 4) na de slibvang hoger zijn dan er voor. Tevens stijgt het gloeiverlies en daalt de indamprest. Deze trends kunnen verklaard worden uit de selectieve verwijdering van zwaardere deeltjes in de slibvang. Lichtere (kleinere) deeltjes bevatten in de regel hogere gehalten aan verontreinigingen dan zwaardere (grotere) deeltjes. Verder zijn de lichtere deeltjes rijker aan organische stof (gloeiverlies neemt toe) en hydroxiden, deze beide componenten ontwateren moeizaam, waardoor het vochtgehalte van het slib stijgt (indamprest daalt). Naast deze selectie van deeltjes door bezinking, kan er nieuwvorming van slib optreden omdat mangaan (en eventueel ook ijzer) in dit traject nog zal uitvlokken (zie voorgaande hoofdstuk). Metingen voor en na de zandvang bij Neerbeek laten vergelijkbare trends zien (zie bijlage 4). De toename van de gehalten na de slibvang laat onverlet dat de totale massa-stroom aan verontreinigingen door bezinking zal afnemen.



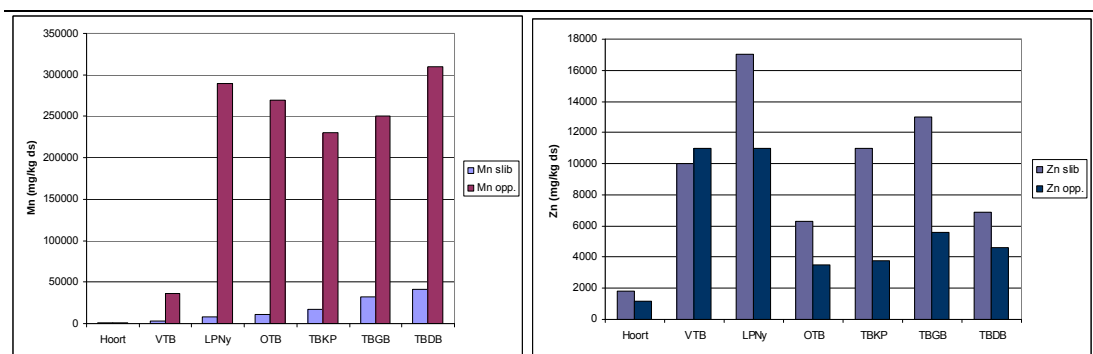
Figuur 8.1 Samenstelling bezinkbaar slib voor, in en na de slibvang bij de Golfbaan. Gehalten in g/kg ds, gloeiverlies in % van ds, indamprest in % (m/m)

In juli 2009 is niet alleen de kwaliteit van het slib in de potjes bepaald, maar ook de samenstelling van de aangroei op de potjes. De mangaangehalten die bij deze metingen zijn bepaald, zijn afgebeeld in figuur 8.2.

Hierin is te zien dat de gehalten bij de Hoortweg laag zijn, de gehalten stijgen aanzienlijk bij de Verlegde Tungelroyse beek en nog meer bij het lozingspunt van Nyrstar, hetgeen suggereert dat dit belangrijke bronnen zijn van mangaan. Gaandeweg is een geleidelijke stijging te zien van het gehalte in het slib, waarbij zowel bezinking (de lichtere deeltjes blijven over) als voortgaande oxidatie en uitvlokking een rol kunnen spelen. De gehalten in de aanslag zijn niet alleen vele malen hoger dan in het slib, maar ze zijn ook min of meer constant vanaf het lozingspunt van Nyrstar tot de Diesterbaan. Dit suggereert dat er twee verschillende mechanismen zijn waardoor mangaan uit de waterfase verdwijnt:

- Uitvlokking in de waterfase (=slib)
- Aangroei op oppervlakken, waarschijnlijk als gevolg van actieve onttrekking door mangaanoxiderende bacteriën die zich op deze oppervlakken vestigen

De zwarte aanslag op planten en andere organismen ontstaat waarschijnlijk primair door het laatstgenoemde mechanisme en niet of in mindere mate door aanhechting van slibdeeltjes.



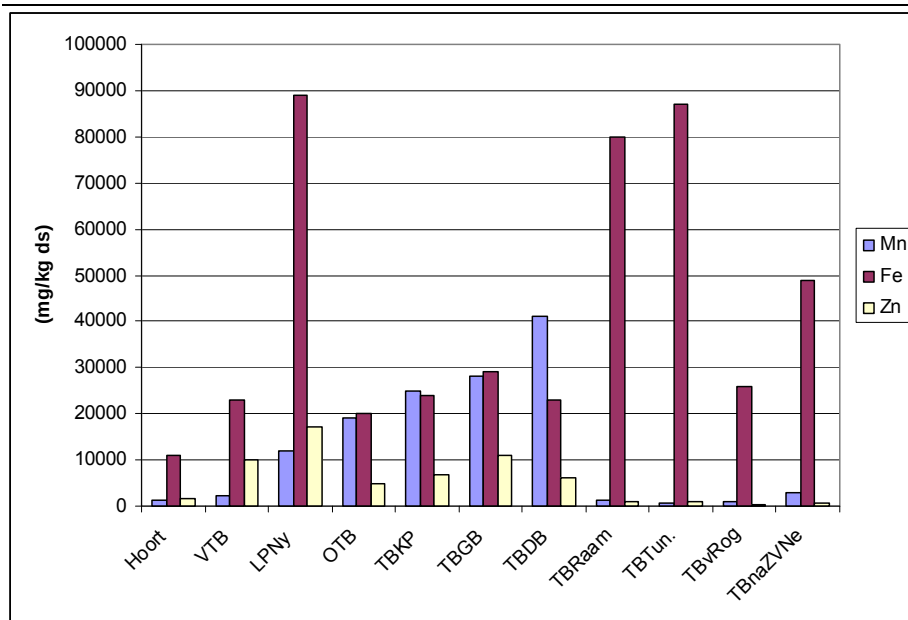
Figuur 8.2 Mangaan- en zinkgehalten in slib in potjes en in aanslag op oppervlak potjes, in mg/kg ds.
Coderingen meetpunten: VTB = Verlegde Tungelroyse beek, LPNy = lozingspunt Nyrstar, OTB = Oude Tungelroyse beek, TBKP, GB, DB = resp. Kruispeel, Golfbaan en Diesterbaan. 1 meting per meetpunt in juli 2009.

Uit de gegevens blijkt verder dat zink zich anders gedraagt dan mangaan, zie figuur 8.2. Voor de meetpunten tot en met de Verlegde Tungelroyse beek geldt dat de gehalten in slib en aanslag globaal vergelijkbaar zijn, verderop in de beek worden de gehalten in de aanslag relatief lager. Dit is te verklaren doordat mangaanoxiderende bacteriën actief mangaan onttrekken aan het water en zink alleen op 'passieve' wijze aan de gevormde mangaanoxiden bindt. Verder zullen de hoge zinkconcentraties in de VTB invloed hebben.

8.2.2 Veranderingen in slibkwaliteit in het beektraject

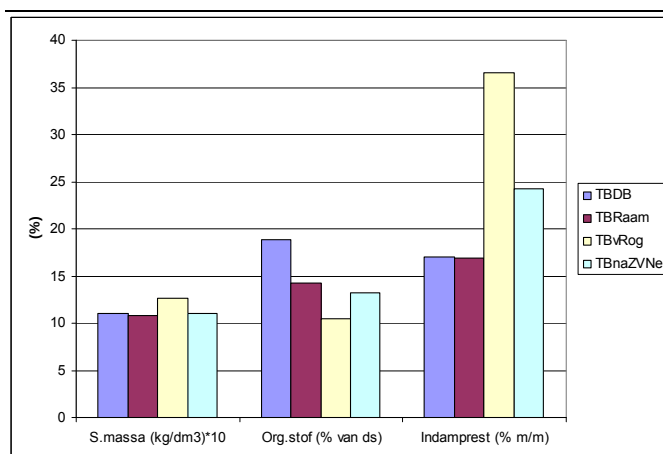
Figuur 8.3 illustreert de samenstelling van het slib op een groot aantal meetpunten, dat in stroomafwaartse richting is gegroepeerd. Hieruit blijkt dat het mangaangehalte van het slib tot en met de Diesterbaan stijgt, waarschijnlijk als gevolg van voortgaande uitvlokking van opgelost mangaan. De meetpunten vanaf de Raam en verder laten veel lagere mangaangehalten zien. De ijzergehalten laten een piek zien bij het lozingspunt van Nyrstar en hoge waarden bij de Raam en Tungelroy. Dit laatste wijst op de instroom van ijzerrijk grondwater in de Raam. Het zinkgehalte lijkt voor een deel van de meetpunten gecorreleerd met mangaan, maar dit is zeker niet overal het geval. Er zijn meerdere processen die het zinkgehalte beïnvloeden, zoals de kwaliteit van het instromende water en de daarin aanwezige slibdeeltjes, lozingen, bezinking van slib en verdunning.

Van Mil [26] heeft in juni 2009 waargenomen dat de bedekking van de beekbodem met zwart slib vanaf de Diesterbaan ontbreekt. De aanslag op riet neemt meer geleidelijk af en bedraagt ter hoogte van de Bocholterweg nog circa 15 %, dit is relatief ten opzichte van de waarde bij de duiker die op 100 % is gesteld. Van Mil oppert dat de afname van het zwarte slib samenhangt met het effect van de stuw bij de Diesterbaan, die slib tegenhoudt. Dit zal echter alleen gelden voor slib dat relatief gemakkelijk bezinkt.



Figuur 8.3 Samenstelling slib uit potjes in mg/kg ds. Codering meetpunten zie figuur 8.2, aanvullingen zijn TB Raam (na instroom Raam), TBTun: nabij Tungelroy, TBvRog: voor instroom Roggelse beek, TBnaZVNe: na zandvang bij Neer. Mediaanwaarden 7 – 9 (Kruispeel 13) metingen per meetpunt, Raam en verder 1 meting, Tungelroy 4 metingen. Meetperiode juli 2009 – augustus 2011

Metingen aan het slibvolume in slibpotjes in augustus 2011 lijken de hypothese van Van Mil te bevestigen: het slibvolume bij de Golfbaan, na de instroom van de Raam, voor de Roggelse beek en na de zandvang bij Neer is respectievelijk 135, 64, 131 en 91 ml (gemiddelde twee potjes). Veranderingen in de slibkwaliteit bevestigen echter niet dat bezinking de verklaring vormt voor de afname in het eerste traject, wel in het tweede, zie figuur 8.4. Soortelijke massa en indamprest blijven in het eerste traject nagenoeg gelijk en het gloeiverlies daalt. De resultaten voor en na de zandvang bij Neer laten wel veranderingen zien die overeenkomen met bezinking: de soortelijke massa en indamprest dalen en het gloeiverlies neemt toe, evenals de gehalten aan verontreinigingen (zie tabel B4.3, bijlage 4). Mogelijk worden de verschillen tussen Golfbaan en de instroom van de Raam vooral (of mede) veroorzaakt door verdunning.



Figuur 8.4 Eigenschappen bezonken slib: soortelijke massa, organische stof (gloeiverlies) en indamprest. 1 monster per locatie, augustus 2011

8.2.3 Discussie en conclusie

Het onderzoek aan bezonken slib in potjes geeft informatie over (veranderingen in) de samenstelling van bezinkbaar slib, processen die in de beek plaatsvinden, invloeden van lozingen en zijbeken et cetera. Een slibvang resulteert in bezinking van relatief zwaarder en minder verontreinigde slibdeeltjes, de deeltjes die doorstromen zijn lichter en relatief meer verontreinigd. De totale massa-stroom aan verontreinigingen zal afnemen, maar dit is niet uit deze metingen te kwantificeren. Duidelijk is dat de lozing van Nyrstar van grote invloed is op het mangaangehalte en dat dit gehalte een tijdlang stijgt, waarschijnlijk door voortgaande uitvloeking van opgelost mangaan. Vanaf de Raam is het mangaangehalte weer op een normaal niveau, vermoedelijk speelt hier, naast bezinking, verdunning een grote rol. Tevens is te zien dat het ijzergehalte in het slib vanaf de Raam sterk stijgt, waarschijnlijk onder invloed van kwel van ijzerrijk grondwater in het stroomgebied van de Raam.

Zowel hoge mangaan- als ijzergehalten zijn gunstig voor de adsorptie van zware metalen. Hierdoor kan de opgeloste fractie van zink en cadmium afnemen. Op basis van de gemeten gehalten zijn de risico's op herverontreiniging van de waterbodem vanaf het meetpunt Raam niet groot. De gehanteerde meetmethode heeft echter beperkingen, effecten van resuspensie en verplaatsing van verontreinigd slib worden waarschijnlijk onvoldoende verdisconteerd.

8.3 Kwaliteit waterbodem

In januari 2010 zijn op een groot aantal punten monsters genomen om (de ontwikkeling van) de waterbodemkwaliteit in kaart te brengen. Hierbij zijn de lagen 0-5, 5-25 en 25 – 50 cm apart onderzocht. Bij de interpretatie moet in ogenschouw worden genomen dat de sanering van de waterbodem zich uitstrekt over een periode van ruim 10 jaar. Dat betekent dat de situatie per monsterpunt aanzienlijk varieert. In de delen die het eerst zijn gesaneerd (in 2000) kan al gedurende 10 jaar herverontreiniging zijn opgetreden. Enkele delen waren in januari 2010 nog niet gesaneerd maar zijn dit inmiddels wel. Een traject in het Leudal wordt niet gesaneerd. Tabel 8.1 geeft een overzicht van de monsterpunten en het jaar van sanering. De locaties zijn tevens afgebeeld in figuur 8.5.

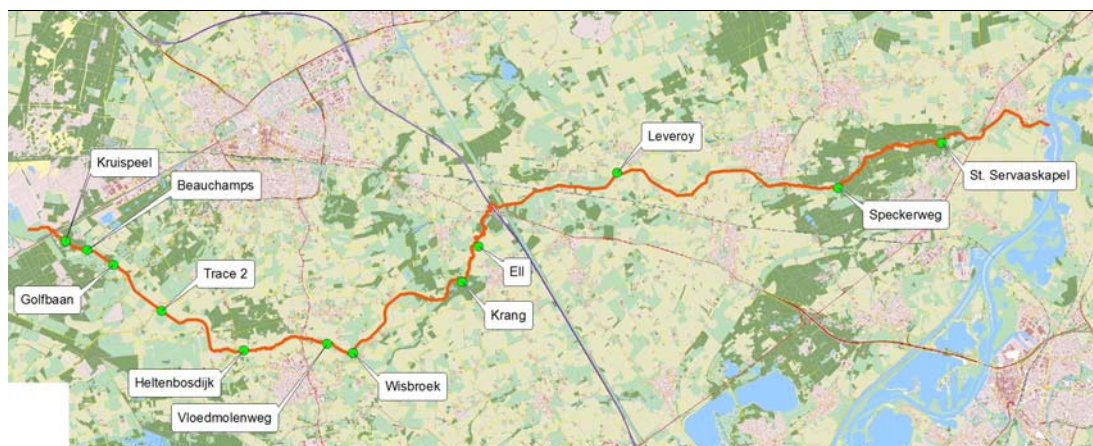
Tabel 8.1 Overzicht monsterpunten waterbodem januari 2010 en jaar van sanering

Locatie	Jaar van sanering		Jaar van sanering
Kruispeel	2000	Wisbroek	2010*
Brug Beauchamps	2005	Krang	2000
Golfbaan	2005	Eil	2005
Trace 2	2009	Leveroy	2010/2011*
Heltenbosdijk	2005	Speckerweg Leudal	2000
Vloedmolenweg Stramproy	2005	St. Servaaskapel Leudal	geen

* Nog niet gesaneerd op tijdstip monsterneming

In de figuren 8.6 – 8.8 zijn de analyseresultaten weergegeven voor respectievelijk mangaan, cadmium en zink. Meer volledige analyseresultaten zijn vermeld in bijlage 4, tabel B4.5. Op basis van historie en processen in de beek worden de volgende patronen verwacht:

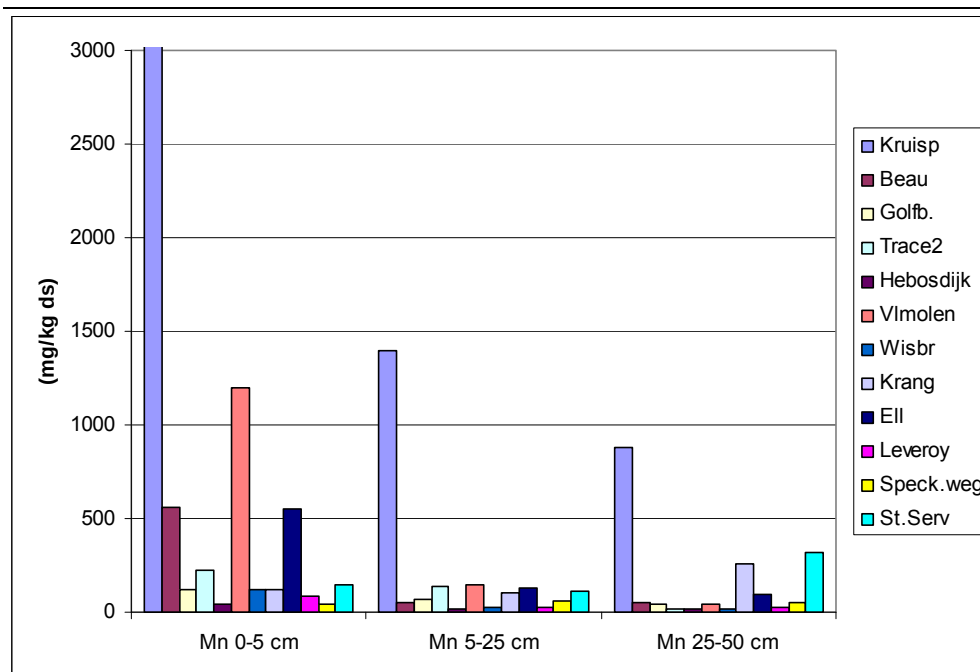
- Toename gehalten door herverontreiniging in de toplaag het sterkst, in onderliggende lagen minder. Dit gaat niet op als dikke lagen slib zijn afgezet
- Effecten sterker naarmate monsterpunt zich dichterbij een bron bevindt en naarmate de sanering langer geleden heeft plaatsgevonden
- Als nog niet gesaneerd is wordt een omgekeerd concentratie-patroon verwacht: de hoogste gehalten bevinden zich in de diepste laag, aangezien lozingen in de loop van de tijd vergaand zijn gesaneerd



Figuur 8.5 Locaties onderzoek waterbodembodem

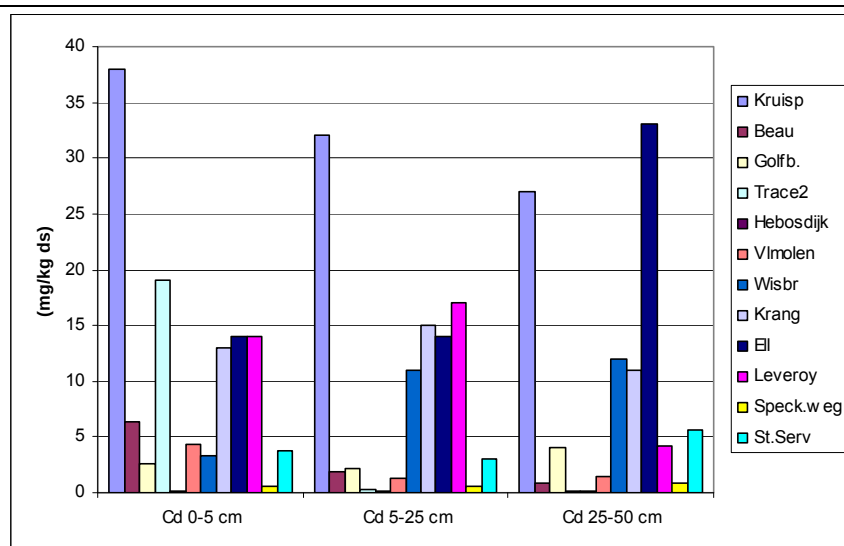
Uit figuur 8.6 blijkt dat mangaan zich in het algemeen volgens de bovenstaande verwachting gedraagt. De hoogste gehalten worden het dichtst bij de bron gevonden (punt Kruispeel). De meer stroomafwaarts gelegen locaties hebben vanaf het punt Golfbaan betrekkelijk lage waarden, uitgezonderd de locaties Vloedmolenweg en Ell. Beide locaties zijn in 2005 gesaneerd, maar dit geldt ook voor het stroomopwaarts gelegen Heltenbosdijk, Krang (sanering in 2000) en Wisbroek (nog niet gesaneerd!). Een verklaring hiervoor is dat de bezinkingscondities van plaats tot plaats sterk verschillen. Op de locatie Ell bevat het slib de hoogste gehalten lutum en organische stof, op de locatie Vloedmolenweg zijn dit de op een na hoogste gehalten. Blijkbaar zijn dit luwe zones waarin veel slib bezinkt.

Op de niet gesaneerde locatie St. Servaaskapel wordt in de onderste laag het hoogste mangaangehalte gevonden maar op de locaties Leveroy en Wisbroek is dat niet het geval. Het is opvallend dat op beide locaties de gehalten in de toplaag relatief laag zijn. Blijkbaar heeft de lozing van mangaan in dit traject weinig invloed meer. Dit blijkt ook uit de situatie op de locatie Speckenweg, die in 2000 is gesaneerd. De mangaangehalten zijn hier nog steeds laag.

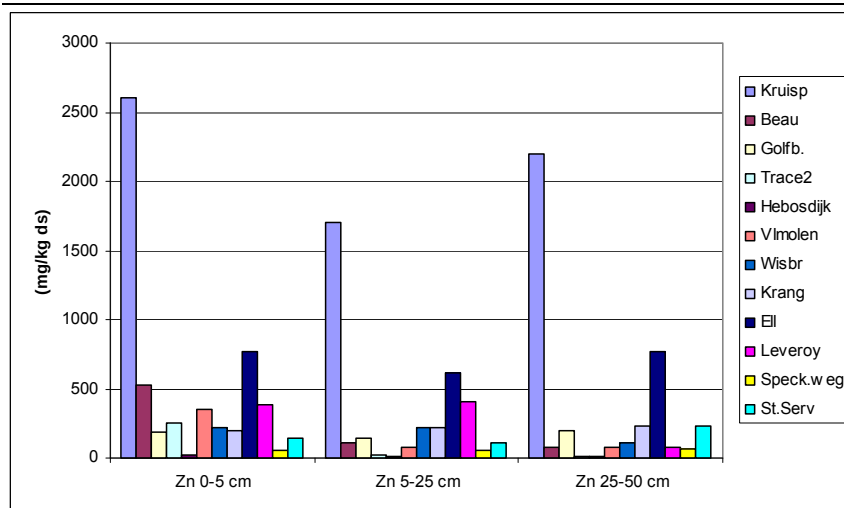


Figuur 8.6 Mangaangehalten waterbodem op verschillende locaties en diepten in de Tungelroyse beek, januari 2010. Waarde Kruispeel 0-5 cm is 7100 mg/kg ds

Voor cadmium en zink (figuur 8.7 en 8.8) zijn er naast overeenkomsten met mangaan ook verschillen. Ook voor deze metalen worden in de Kruispeel de hoogste waarden gevonden, maar de concentratiegradiënt met de diepte is veel minder steil. Het lijkt er op dat de volledige laag van 50 cm uit slib bestaat dat na de sanering nieuw is afgezet.



Figuur 8.7 Cadmiumgehalten waterbodem op verschillende locaties en diepten in de Tungelroyse beek, januari 2010.



Figuur 8.8 Zinkgehalten waterbodem op verschillende locaties en diepten in de Tungelroyse beek, januari 2010.

In tegenstelling tot mangaan, is de invloed van cadmium en zink op de niet gesaneerde locaties Wisbroek, Leveroy en St. Servaaskapel aanwijsbaar, wellicht omdat dit meer algemeen aanwezige verontreinigingen zijn. De maxima worden op deze locaties gevonden in onderste laag of in de tussenlaag. De gehalten op de niet gesaneerde locatie St. Servaaskapel zijn betrekkelijk laag. Op de locatie Ell worden maximale gehalten cadmium en zink aangetroffen in de onderste laag, mogelijk is op deze locatie onvoldoende diep gesaneerd.

De bovenste lagen van de locatie Ell bevatten ook relatief hoge gehalten cadmium en zink en dit geldt wat cadmium betreft ook voor de locaties tracé 2 (0-5 cm), Krang en Wisbroek. De verdeling van zink over het beektracé is gelijkmatiger dan cadmium (afgezien van de locatie Ell).

Discussie en conclusies

In algemene zin is duidelijk dat herverontreiniging van de waterbodem optreedt. De mate waarin is afhankelijk van meerdere oorzaken:

- Afstand tot bronnen. Dit is voor mangaan eenduidiger dan voor cadmium en zink aangezien mangaan in hoofdzaak van de Nyrstar locatie afkomstig is
- Tijdstip sanering: naarmate langer geleden is gesaneerd, kan er meer herverontreiniging zijn opgetreden
- Condities op de locatie: verschillen per deellocatie wijzen op een grote invloed van bezinkcondities. In zones met een lage stroomsnelheid treedt veel meer bezinking op dan op andere locaties. Dit betekent dat een slibvang een effectief middel kan zijn om herverontreiniging te voorkomen, hoewel een dergelijke voorziening waarschijnlijk verspreid over de beek op meerdere locaties aanwezig moet zijn

De invloed van mangaan is in de benedenloop (Leudal) waarschijnlijk te verwaarlozen, in de middenloop ontstaan in zones met een sterke bezinking wel verhoogde gehalten, in de bovenloop (Kruispeel) is dit zeker het geval. Voor cadmium en zink geldt eveneens dat de invloed op de waterbodem in de benedenloop gering is (op de locatie Speckerweg, gesaneerd in 2000, is bijvoorbeeld geen herverontreiniging waarneembaar). In vergelijking met mangaan lijkt de herverontreiniging met zink en cadmium zich in de middenloop over een groter gebied uit te strekken maar evenals bij mangaan zijn er aanzienlijke fluctuaties over het beektraject, die gerelateerd zijn aan verschillen in sedimentatie of andere lokale oorzaken.

De relatieve samenstelling van het slib kan informatie geven over de ouderdom en de herkomst van het slib. In tabel 8.2 zijn de verhoudingswaarden weergegeven tussen mangaan en zink en zink en cadmium. Uit deze tabel komt als beeld naar voren dat recent in de bovenloop afgezet slib een Mn/Zn verhouding heeft van circa 1 – 3 en een Zn/Cd verhouding van circa 50 – 100. Op basis van de niet gesaneerde locaties Wisbroek en Leveroy heeft oud slib een lage Mn/Zn verhouding (0,1 – 0,4) en een vrij lage Zn/Cd verhouding (<50, meestal circa 10 – 20).

Verklaringen hiervoor zijn dat in het verleden relatief minder mangaan werd geloosd (mogelijke toename door in werking stellen Geohydrologisch Beheerssysteem in 1992 en/of ander type zuivering of relatief meer zink (door ander type zuivering) en relatief meer cadmium (ander proces en/of ander type waterzuivering). Naast de bovengenoemde locaties hebben de bovenlaag van tracé 2 en de monsters van de locatie Krang relatief lage Zn/Cd waarden, de Mn/Zn verhouding is echter niet sterk afwijkend.

Opmerkelijk is dat de Mn/Zn verhouding op veel locaties sterk afneemt met de diepte (bv. Kruispeel, Beauchamps, Vloedmolenweg) terwijl de Zn/Cd verhouding veel minder verandert. Dit terwijl zeker in de Kruispeel de volledige sliblaag uit na de sanering afgezet materiaal lijkt te bestaan. Een verklaring hiervoor is dat mangaan onder de reducerende condities in de sliblaag wordt gemobiliseerd en uitspoelt. Zink en cadmium worden zeker bij sulfaatreducerende condities niet gemobiliseerd.

Ook in de toplaag varieert de Mn/Zn verhouding. Er is een tendens dat de verhouding stijgt naarmate het mangaangehalte hoger wordt. Mangaan(hydr)oxide lijkt dus in verhouding minder zink te bevatten dan het andere slib.

Tabel 8.2 Verhoudingswaarden Zn/Cd en Mn/Zn op verschillende locaties en diepten

Locatie	Verhouding Mn/Zn			Verhouding Zn/Cd		
	0-5 cm	5 – 25 cm	25 – 50 cm	0-5 cm	5 – 25 cm	25 – 50 cm
Kruispeel	2,7	0,8	0,4	68	53	81
Brug Beauchamps	1,1	0,5	0,7	83	58	80
Golfbaan	0,6	0,5	0,2	73	64	50
Trace 2	0,9	5,6	1,0	13	109	150
Heltenbosdijk	2,6	1,5	1,3	100	120	100
Vloedm.weg Stramproy	3,4	2,1	0,6	81	55	48
Wisbroek	0,5	0,1	0,1	67	20	9
Krang	0,6	0,5	1,1	15	15	21
Ell	0,7	0,2	0,1	55	44	23
Leveroy	0,2	0,1	0,4	28	24	18
Speckerweg Leudal	0,9	1,1	0,8	86	85	78
St. Servaaskapel Leudal	1,1	1,0	1,4	38	35	39

Een interessante vraag is of de kwaliteit van het slib in de potjes op langere termijn een voorspellende waarde heeft voor de waterbodembodemkwaliteit. In tabel 8.3 wordt een vergelijking gemaakt voor enkele meetpunten. Duidelijk is dat met de potjes lichter en fijner materiaal (hogere gehalten aan organische stof en lutum) wordt afgevangen dan aanwezig is in de waterbodem. Naarmate de macro-samenstelling sterker afwijkt, zijn de verschillen in verontreiniging ook groter. In de Kruispeel zijn de gehalten in het slib uit de potjes een factor 2-3 hoger, maar bij de Golfbaan is het verschil een factor 50 of meer. Vermoedelijk is de overeenkomst beter naarmate de stroomsnelheid in de beek lager is, maar ook bij lage stroomsnelheden geven de potjes een overschatting van de uiteindelijke slibkwaliteit (vergelijk monsters Kruispeel). Voor het monster Tungelroy geldt dat het mangaangehalte in de slibpotjes lager is dan in de waterbodem. Afgezien van verschillen in monsterlocatie en –tijdstip, is een verklaring dat de waterbodem niet alleen wordt gevormd door bezinking van het ‘reguliere’ zwevende stof, maar dat er ook sprake kan zijn van resuspensie en bezinking van elders gevormd slib. Bij hoge afvoerpieken kan bijvoorbeeld slib in de Kruispeel opwervelen en stroomafwaarts weer bezinken. Dit kan (mede) een verklaring vormen voor discontinuïteiten in de slibkwaliteit (afwisseling van locaties met lage en hoge gehalten aan verontreiniging).

Tabel 8.3 Vergelijking kwaliteit slib in potjes (mediaan 4-9 metingen juli 2009 – augustus 2011, Raam 1 meting) en waterbodem 0-5 cm (1 meting januari 2010) voor enkele meetpunten

Locatie*	Mangaan		Zink		Cadmium		Lutum		Org. stof	
	<i>pot</i>	<i>wabo</i>	<i>pot</i>	<i>wabo</i>	<i>pot</i>	<i>wabo</i>	<i>pot</i>	<i>wabo</i>	<i>pot</i>	<i>wabo</i>
Kruispeel	25.000	7.100	6.700	2.600	62	38	11,0	4,0	15,6	9,0
Golfbaan	28.000	120	11.000	190	120	2,6	19,0	2,1	20,8	1,0
Raam	1.200	20	870	18	8,2	0,18	-	0,94	14,3	1,0
Tungelroy	700	1.200	915	350	9,5	4,3	6,4	5,3	15,8	5,0

* Genoemd zijn de locaties van de slibpotjes. Overeenkomstige locaties van het waterbodemonderzoek zijn: Kruispeel, Golfbaan, Heltenbosdijk, Vloedmolenweg. De meetlocaties zijn niet exact gelijk

Een van de doelstellingen van het onderzoek is het beoordelen van de ernst van de verontreiniging over 5 en 20 jaar. Hiervoor is (ook) inzicht nodig in de herverontreiniging van de waterbodem. Op basis van de verkregen gegevens wordt het volgende geconcludeerd:

1. In de benedenloop van de beek zal de verontreinigingssituatie in de komende tijd waarschijnlijk niet significant wijzigen. In 10 jaar tijd is er op de locatie Speckerweg geen herverontreiniging aantoonbaar. Op niet gesaneerde locaties is hooguit sprake van matig verhoogde gehalten

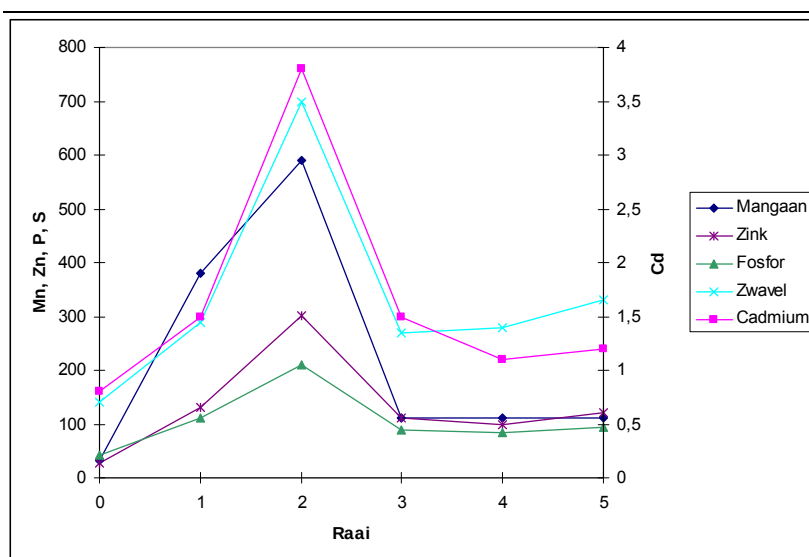
2. In de middenloop van de beek is de situatie variabel door verschillen in bezinking. Op locaties met veel bezinking kunnen de gehalten van zink, cadmium en mangaan per 5 jaar toenemen met respectievelijk globaal 200, 2 en enkele honderden mg/kg ds. In hoeverre dit over 20 jaar geëxtrapoleerd mag worden is afhankelijk van ontwikkelingen in de waterkwaliteit en de werking van de slibvang. Op locaties met weinig bezinking zal de situatie in 20 jaar niet sterk veranderen
3. In de bovenloop van de beek moet rekening worden gehouden met een verdere uitbreiding van de verontreiniging zoals die in de Kruispeel is aangetroffen. In 5 jaar tijd zijn de gehalten van zink, cadmium en mangaan toegenomen met respectievelijk globaal 1000, 15-20 en 3.500 mg/kg ds. Ingeschat wordt dat de huidige slibkwaliteit in de Kruispeel niet sterk meer zal verslechteren maar dat de zone met sterk verhoogde gehalten zich nog wel uit kan breiden tot de slibvang. De werking van de slibvang is momenteel nog onvoldoende duidelijk om te kunnen concluderen dat de gehalten benedenstrooms op het niveau van de middenloop blijven of op termijn toch verder gaan stijgen (zie volgende)

8.4 Werking slibvang

Op basis van de snelle herverontreiniging van de waterbodem in de Kruispeel en het risico dat deze verontreiniging zich verder zou uitbreiden in recent gesaneerde beektrajecten is in 2010 besloten om een tijdelijke slibvang te realiseren in de omgeving van de golfbaan. Deze slibvang is gerealiseerd als een tijdelijke (nood)maatregel, op een moment dat inzicht in het verspreidingsgedrag en de risico's van het slib nog onvoldoende aanwezig was. Wel was op voorhand duidelijk dat de slibvang geen effect zou hebben op opgeloste verontreinigingen en zeer fijne slibdeeltjes. In deze paragraaf wordt de werking van de slibvang 1 jaar na aanleg geëvalueerd.

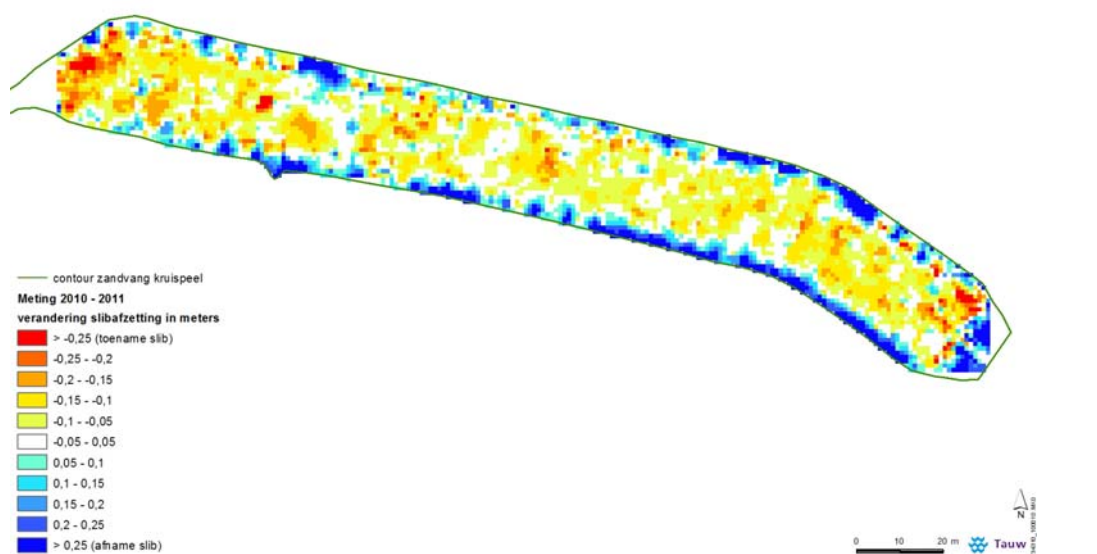
Deze evaluatie vindt plaats aan de hand van analyseresultaten en de aangroei van slib. De analyses zijn volledig opgenomen in bijlage 4 en grafisch weergegeven in figuur 8.9. Er zijn verspreid over de slibvang vijf raaien, die steeds zijn samengesteld uit vijf deelmonsters, geanalyseerd. De dikte van de sliblaag varieert per deelmonster tussen 1 en 7 cm. Tevens is een mengmonster uit de ondergrond (de laag 0 – 20 cm onder de sliblaag) geanalyseerd. Figuur 8.9 laat zien dat op ongeveer 2/5 van de slibvang de hoogste gehalten worden gemeten. In dit monster is ook het gloeiverlies relatief hoog (5,5 %) en zijn de gehalten van ijzer en aluminium maximaal. Dit patroon is te verklaren uit een minimaal vereiste bezinktijd van het meer verontreinigde slib, waardoor er in het begin van de slibvang minder bezinking optreedt (mogelijk wel van minder verontreinigd zandig materiaal). Ook verderop in de slibvang zijn de gehalten nog wel hoger dan in de ondergrond. In 2010 zijn kort na aanleg ook analyses uitgevoerd van de bodem, maar zijn alleen de standaard verontreinigingen bepaald. Die komen in een van de twee mengmonsters redelijk overeen met de huidige waarden, in het tweede monster zijn ze aanzienlijk hoger.

Opvallend daarbij is dat de lutumgehalten van de ondergrond in de monsters uit 2010 veel hoger zijn dan het huidige monster (6,3 en 7,8 % tegen <1 % nu, zie bijlage 4 voor de volledige gegevens). Blijkbaar zit er nog de nodige variatie in de samenstelling van de ondergrond.



Figuur 8.9 Samenstelling sliblaag in slibvang, per raai (1 is begin, 5 is laatste deel slibvang). 0 = ondergrond. Alle waarden in mg/kg ds.

De slibafzetting is grafisch weergegeven in figuur 8.10. Hierin is te zien dat aan het begin van de slibvang de afgezette laag het dikst is. Relatief zware deeltjes zullen daar snel bezinken. Overigens is de afzetting over de slibvang min of meer gelijk. Voor de drempel zijn ook verhoogde waarden gemeten maar dit kan een gevolg zijn van verplaatsing van materiaal door erosie. De blauwe waarden betekenen dat het niveau is gedaald, dit kan het gevolg zijn van erosie maar ook van consolidatie (zetting). Bij de berekening van de afzetting van slib zullen deze negatieve waarden wel en niet worden meegenomen. Bij de eerste variant wordt de afzetting onderschat als de afname (deels) het gevolg is van inklinking. Bij de tweede variant wordt de afzetting (deels) overschat als door erosie interne verplaatsing van materiaal is opgetreden.



Figuur 8.10 Slibafzetting periode 2010 – 2011 slibvang Kruispeel

Naast mogelijke effecten van erosie en inklinking spelen verschillen in meetmethoden een rol. In 2010 is de slibvang manueel ingemeten met een slibplaat. In 2011 zijn de metingen uitgevoerd met single beam peiling en is voor 16 punten een vergelijking gemaakt met de slibplaat. Op basis van uitsluitend de 16 slibplaat metingen is gemiddeld 1 cm slib afgezet¹³, dit komt overeen met 59 m³. Als alle slibplaatmetingen van 2010 worden vergeleken met alle single beam metingen van 2011, is 118 m³ slib afgezet. De afzetting wordt 345 m³ als alleen de positieve waarden (toename hoogte) worden meegenomen. De waarheid ligt vermoedelijk ergens in het midden, aangezien de afname van de hoogte aan de randen van de slibvang waarschijnlijk niet zozeer het gevolg is van verplaatsing van materiaal (uitzakking is niet duidelijk waarneembaar) maar eerder van inklinking. Vervolgens moet ook nog rekening worden gehouden met het verschil in meetmethode. Gemiddeld geeft de slibplaat een waarde die 5,8 cm lager ligt dan de single beam meting. Als met deze waarde wordt gecorrigeerd, wordt gemiddeld voor alle meetpunten een negatieve waarde gevonden (er is dus meer slib verdwenen dan afgezet), voor alle positieve waarden is de slibafzet 6 m³. Deze waarden worden onwaarschijnlijk geacht, de correctie-factor is waarschijnlijk te hoog.

¹³ Bij alle berekeningen wordt afgerond op hele cm en wordt uitgegaan van een oppervlak van 0,59 ha, dit is afgeleid van de contour die door WPM is aangeleverd.

Een reden hiervoor kan zijn dat het vers afgezette slib meer wordt samengedrukt door de slibplaat dan het materiaal dat bij de nulmeting in 2010 aanwezig was. Er is al met al de nodige onzekerheid in de bepaling van de hoeveelheid slib die is afgezet. Bij volgende metingen is deze onzekerheid minder groot, aangezien consolidatie is opgetreden en dezelfde meetmethode wordt aangehouden (single-beam). In tabel 8.4 worden de berekende vrachten aan verwijderde verontreinigingen weergegeven op basis van de gemiddelde samenstelling van het slib (zie bijlage 4), bij verschillende uitgangspunten qua hoeveelheid afgezet slib. Verwacht wordt dat de derde kolom globaal gezien de beste benadering geeft. Dat wil zeggen dat er qua orde van grootte 1 kg cadmium, 100 kg mangaan en 100 kg zink worden verwijderd.

Tabel 8.4 Verwijderde vrachten in kg/jaar bij verschillende rekenmethoden. SB = single beam meting 2011 ten opzichte van slibplaat meting in 2010.

Parameter	Alleen slibplaat	SB, alle waarden	SB, positieve waarden
Hoeveelheid slib afgezet (m3)	59,0	118,0	345,0
Cadmium (kg/j)	0,20	0,40	1,16
Mangaan	28,3	56,7	165,7
Zink	16,5	33,0	96,6
Fosfor	12,8	25,5	74,7
Zwavel	40,8	81,5	238,4
IJzer	200,5	401,1	1172,7

De werking van de slibvang kan ook afgeleid worden uit de monitoring van de waterkwaliteit. Er zijn metingen uitgevoerd op de punten duiker, brug Beauchamps en na slibvang (5 m na slibvang, monsternamen in het midden van de beek). Debieten zijn gemeten bij de duiker en de Diesterbaan, op de laatste locatie is het aantal betrouwbare metingen gering (zie verder bijlage 1). De jaargemiddelde concentraties op de meetpunten zijn samengevat in tabel 8.5. Hieruit blijkt dat de concentraties van cadmium en mangaan bij de Diesterbaan lager zijn dan bij de duiker, zink is iets hoger. Tevens is duidelijk dat mangaan en zink hoofdzakelijk in opgeloste vorm aanwezig zijn, cadmium is daarentegen grotendeels aan deeltjes gebonden.

De afname van cadmium en mangaan vindt op basis van deze cijfers vrijwel volledig plaats in het traject duiker – brug Beauchamps. Voor de parameters cadmium-totaal, mangaan-totaal en mangaan-opgelost wordt gemiddeld een toename gevonden in het traject brug Beauchamps – na slibvang. Uit een nadere analyse van Deltares van de mangaancijfers blijkt echter dat de toename vrijwel wegvalt als data van verschillende meetdagen (locatie A is op een andere dag bemonsterd als locatie B) en een enkele uitschieter worden verwijderd. De concentraties van totaal-mangaan worden dan vrijwel gelijk (0,94 voor en 0,97 mg/l na de slibvang).

Echter ook in dit geval is er geen positief effect op de waterkwaliteit. Voor opgelost cadmium en zink is een geringe afname gevonden (mogelijk niet significant). In beginsel kan een slibvang geen opgeloste stoffen verwijderen, tenzij uitvloeking of adsorptie aan deeltjes optreedt. Dit is mogelijk via co-precipitatie met mangaan of binding aan andere slibdeeltjes. Opmerkelijk is verder dat er op basis van de zwevende stof cijfers sterke bezinking optreedt in het traject duiker – brug Beauchamps en er ook afname optreedt in het traject slibvang – Diesterbaan, maar een toename in de slibvang. Dit laatste is onwaarschijnlijk, immers de bezinkcondities zijn in de slibvang beter dan in de andere trajecten. Tegenstrijdig lijkt ook dat de sterke afname van zwevende stof bij de brug zich slechts in beperkte mate weerspiegelt in de afname van onopgelost cadmium en zink (Zn neemt niet af!).

Tabel 8.5 Jaargemiddelde concentraties cadmium, zink, mangaan en zwevende stof op meetpunten voor en na de slibvang. Meetperiode 2010 / 2011.

Locatie	Cadmium (µg/l)		Mangaan (mg/l)		Zink (µg/l)		Zwevende stof (mg/l)
	totaal	opgelost	totaal	opgelost	totaal	opgelost	
Duiker	0,91	0,31	1,53	1,45	164	120	9,5
Brug Beauchamps	0,73	0,31	0,91	0,82	176	149	3,1
Na slibvang	0,78	0,28	1,20	1,13	175	137	5,5
Diesterbaan	0,81	0,23	1,04	1,00	183	132	4,3

Op basis van het voorgaande wordt betwijfeld of de monsternamen wat betreft zwevende stof en deeltjes-gebonden metalen in alle opzichten representatief is. In de eerste plaats zullen zwaardere slibdeeltjes die net boven de waterbodem getransporteerd worden, niet bemonsterd worden. In de tweede plaats kunnen er binnen het dwarsprofiel grote verschillen in stroomsnelheid bestaan, die van invloed zijn op de verdeling van zwevende stof. In tabel 8.6 staan resultaten van het onderzoek voor het ontwerp van de slibvang, die dit illustreren. Te zien is dat de gehalten van deeltjesgebonden metalen en zwevende stof in het monster dat net boven de bodem is genomen aanzienlijk hoger zijn dan in het monster dat halverwege de waterkolom is genomen. De concentraties van opgeloste metalen zijn vrijwel gelijk. Op basis van deze cijfers is het aannemelijk dat bij een routinematige bemonstering geen goed beeld wordt verkregen van de totale vracht aan onopgeloste metalen. Hierdoor zal het effect van de slibvang, waarin primair de zwaardere slibdeeltjes bezinken, onderschat worden.

Tabel 8.6 Concentraties cadmium, zink, mangaan en zwevende stof halverwege de waterkolom en net boven de bodem, locatie brug Beauchamps, 28.01.2010 [2].

Locatie	Cadmium (µg/l)		Mangaan (mg/l)		Zink (µg/l)		Zwevende stof (mg/l)
	totaal	opgelost	totaal	opgelost	totaal	opgelost	
Halverwege	0,9	0,5	750	690	200	160	6,56
Bodem	1,4	0,5	930	690	280	150	45,6

Om toch iets te kunnen zeggen over het rendement in relatie tot de flux, wordt de volgende benadering gehanteerd. Uit de jaargemiddelden van Beauchamps wordt de vracht aan deeltjes-gebonden metalen berekend. Op basis van de maximale verwijdering uit tabel 8.7 wordt een rendement (procentuele verwijdering) berekend. Het werkelijke rendement is lager, omdat de vracht aan deeltjesgebonden metalen door de wijze van bemonstering wordt onderschat. De berekende rendementen liggen globaal tussen 30 en 60 % (mangaan geeft de laagste waarde). Bij het ontwerp was op basis van een serie bezinkproeven een rendement voor zink geschat van 86 % voor de zware fractie (die niet is bemonsterd) en 56 % voor de lichte zwevende stof fractie, gemiddeld ongeveer 67 % voor het totale slib. Het rendement is nu <58 %, dus (wat) lager dan voorspeld. Het berekende rendement was gebaseerd op een eenmalig onderzoek, terwijl de condities in het laboratorium gunstiger zijn dan in de praktijk. Een wat lager rendement is daarom verklaarbaar. Ook de slibproductie is met maximaal 345 m³ lager dan de voorspelling van 540 m³. Op basis van tonnen is het echter meer omdat de soortelijke massa hoog is, er is dus vooral zandig materiaal afgezet.

Tabel 8.7 Rendement slibvang op basis flux deeltjes-gebonden metalen. Zie tekst voor toelichting.

Parameter	Flux deeltjesgebonden metalen (kg/j) (1)	Maximale afvang in slibvang (kg)	Maximaal rendement (%)
Cadmium	2,7	1,2	44
Mangaan	570	166	29
Zink	171	97	58

1. op basis jaargemiddelde concentraties Beauchamps * jaargemiddeld debiet duiker

De resultaten van dit onderzoek komen overeen met intern onderzoek van WPM naar het hydrologisch functioneren van de beek in 2011 [36]. Hieruit wordt geconcludeerd dat stroomsnelheden in de Kruispeel in alle beschouwde scenario's lager zijn dan de ontwerpwaarde. In de huidige situatie (met veel rietgroei en slibafzetting) is de snelheid nog lager en is de waterstand te hoog. De gevolgen van de lage stroomsnelheid zijn (extra) afzetting van zand en slib.

Ondanks de besproken onzekerheden zijn enkele belangrijke aspecten wel duidelijk:

1. Gezien de bezinking in de Kruispeel kan een eventuele definitieve slibvang beter zo dicht mogelijk bij de duiker worden aangelegd. Een alternatief is om het verhang in de Kruispeel te vergroten, zodat daar minder slib bezinkt. De haalbaarheid hiervan is onbekend, eventuele negatieve effecten op de grondwaterstand in het gebied (door meer drainage) en andere ongewenste effecten in relatie tot de ecologische doelstellingen moeten in de beoordeling meegenomen worden
2. De slibvang levert in zijn huidige vorm nauwelijks een bijdrage aan risico-reductie, aangezien de risico's in hoofdzaak aan opgeloste metalen zijn gerelateerd
3. Als de bezinking op dezelfde wijze als nu is gemeten doorgaat (slib is zandiger dan voorspeld en volume is kleiner) kan de slibvang globaal 8 jaar functioneren zonder deze te baggeren. Dit geldt alleen als in de Kruispeel veel slib blijft bezinken en er geen grote hoeveelheden slib door opwerveling worden verplaatst naar de slibvang

9 Ontwikkelingen en maatregelen

9.1 Ontwikkelingen

9.1.1 Mangaan

Voorlopig wordt er vanuit gegaan dat de emissie van mangaan vanuit het zinkproductie-proces constant blijft. Nyrstar heeft een aanpassing uitgevoerd betreffende de afvoer van anode-cleaningswater, maar het effect hiervan is vooralsnog beperkt.

Door Nyrstar zijn in de jaren 1997 – 2008 het fabrieksterrein en de klaarvijvers gesaneerd, waarbij 3,6 miljoen ton zinkassen en 200.000 m³ verontreinigd slib zijn verwijderd. Verder heeft WPM in 2008 de Oude Tungelroyse beek, de Verlegde Tungelroyse beek en de Boshoverheidlossing gesaneerd. Dit zijn drie stromen die voor de duiker onder de Zuid-Willemsvaart bij elkaar komen. De 'directe' emissie van verontreinigingen naar de Tungelroyse beek en ander oppervlaktewater zal hierdoor zijn afgenomen. Hiermee wordt bedoeld op effecten van oppervlakkige afstroming, drainage en eventuele kwel richting het oppervlaktewater. Een recente evaluatie van het GBS van Nyrstar bevestigt de positieve effecten van de sanering in de vorm van een verbetering van de grondwaterkwaliteit in de bovenste 10 m, waarbij zink, sulfaat en cadmium als gidsparameters zijn gebruikt [19]. Mangaan wordt niet routinematig gemeten, maar het is aannemelijk dat ook hiervoor een afname geldt. Echter, voor het diepere grondwater gaan de veranderingen veel geleidelijker, mede door de omvang van het terrein en de reistijd naar de onttrekkingsputten. Uit prognoses van de kwaliteit van het onttrokken grondwater blijkt dat de beheersing nog langdurig moet worden voortgezet (>100 jaar) en dat er op een termijn van 5 – 20 jaar geen grote veranderingen zijn te verwachten. Bij de evaluatie van het GBS zijn alternatieven beschouwd, waarbij vermindering van de onttrekking uit relatief schone putten het meest voor de hand ligt. Besloten is echter om het GBS in zijn huidige vorm in tact te laten. Overigens zullen dergelijke alternatieven weinig invloed hebben op de mangaanvracht die wordt onttrokken, aangezien deze naar verwachting sterk is gecorreleerd met de overige verontreinigingen. Vooralsnog zijn daarom, op basis van de huidige situatie en toegepaste zuiveringstechniek, geen grote veranderingen te verwachten in de mangaanemissie.

9.1.2 Cadmium en zink

Door verbeteringen in de waterzuivering van Nyrstar is de belasting van de beek met cadmium en zink in de loop van de tijd sterk gedaald. De effecten van de sanering van het fabrieksterrein zullen wellicht de komende jaren nog doorwerken. Ook is de verwachting op basis van modelberekeningen dat de uitspoeling als gevolg van de diffuse belasting over het maximum heen is en gaat dalen. Daarom zullen de cadmium- en zinkconcentraties in de beek naar verwachting verder gaan afnemen.

Kwel heeft in het traject duiker – Raam momenteel geen belangrijke bijdrage aan de belasting van de beek maar in peilbuizen aan de randen van het beekdal zijn wel relatief hoge concentraties van met name zink aangetroffen. Deze verontreiniging zou op een termijn van enkele tientallen jaren de beek kunnen bereiken. De effecten op de waterkwaliteit zijn niet nauwkeurig aan te geven omdat kwel een mengsel is van ouder en jonger grondwater (schoon en verontreinigd) en de effecten van retardatie / vastlegging in de bodem evenmin nauwkeurig zijn te voorspellen. De verwachting is echter dat dit grondwater geen of hooguit een gering effect zal hebben op de toekomstige belasting van de beek.

Samengevat wordt ingeschat dat de concentraties van cadmium en zink geleidelijk verder zullen afnemen maar het is ook denkbaar dat de concentraties nog een tijd rond het huidige niveau zullen fluctueren.

9.2 Maatregelen

9.2.1 Noodzaak, haalbaarheid en effectiviteit

De noodzaak van het treffen van maatregelen is afhankelijk van de risico's die verontreinigingen met zich mee brengen. Op basis van de risico-beoordeling is geconcludeerd dat mangaan en zink risico's met zich meebrengen in de bovenloop van de beek (traject Duiker – instroom Raam). Voor de haalbaarheid geldt dat rekening moet worden gehouden met een verhoogde achtergrondconcentratie van zink en cadmium in het stroomgebied. Een afname tot onder dit niveau is niet haalbaar. In de bovenloop zijn de concentraties echter beduidend hoger dan de achtergrondwaarde en zou wel een afname bereikt kunnen worden. Dit geldt behalve voor zink ook voor mangaan. De technische en financiële haalbaarheid moet per maatregel worden beoordeeld.

Bij de beoordeling van de effectiviteit spelen twee aspecten de hoofdrol. In de eerste plaats is het de vraag of een maatregel leidt tot voldoende risico-reductie. Als een afname van concentraties wordt bereikt maar de risico-grenswaarde nog steeds wordt overschreden, is een maatregel niet effectief. Aangezien de concentraties op andere meetpunten met name in de zomerperiode weinig of geen risico's met zich mee brengen, is het in beginsel mogelijk om voldoende risico-reductie te bereiken. In de tweede plaats is het de vraag of een afname van de metalen voldoende is om een goede ecologische toestand te bereiken. Naast diverse waterkwaliteitsparameters spelen ook andere factoren zoals stroomsnelheid, beschaduwing (temperatuur) en aanwezigheid van substraten (zoals dood hout) een belangrijke rol. Het is daarom de vraag of alleen een afname van de metaalconcentraties tot een voldoende verbetering van de ecologische toestand leidt. Dit laat onverlet dat de waterkwaliteit (ook) van belang is en dat verbetering moet worden nagestreefd.

Navolgend wordt eerst ingegaan op mangaan omdat dit vooral door een puntlozing in de beek terecht komt en daarom op specifieke wijze aangepakt kan worden. Vervolgens komen maatregelen aan de orde die voor het hele beekstelsel van belang zijn.

9.2.2 Mangaan

Uit het verloop van de effluentconcentratie van mangaan (zie figuur 7.1) blijkt dat er langere perioden zijn waarin de concentratie relatief laag dan wel relatief hoog is. De oorzaken hiervan zijn niet bekend, er kan in theorie zowel sprake zijn van fluctuaties in de belasting als van fluctuaties in de mangaanverwijdering door de zuiveringsinstallatie. Aanbevolen wordt hiernaar onderzoek te doen en na te gaan of een stabiele bedrijfssituatie met effluentconcentraties van circa 1,5 mg Mn/l haalbaar is. Deze waarde is namelijk in sommige perioden gemeten maar zolang er geen inzicht is in de oorzaak hiervan, is onbekend of een dergelijk niveau haalbaar is met de huidige installatie.

Afgezien van deze optie zal mangaan blijven vrijkomen uit het productie-proces en het GBS en kan dit in de huidige zuiveringsinstallatie niet met een hoog rendement worden verwijderd. Er resteren dan de volgende mogelijkheden:

1. Introductie van een extra zuiveringsstap. De afgelopen tijd heeft Nyrstar onderzoek uit laten voeren door Deltares naar een slib op drager systeem waarmee mangaan kan worden verwijderd. Op laboratoriumschaal zijn goede resultaten verkregen maar de haalbaarheid van toepassing op praktijkschaal is nog niet duidelijk. Momenteel ligt het onderzoek stil, er is nog geen besluit genomen over verdere ontwikkeling van dit proces
2. Verplaatsen van de lozing naar de Zuid-Willemsvaart. De haalbaarheid hiervan is oriënterend onderzocht met behulp van een emissie-immisie-toets [37]. De conclusie is dat lozing gezien berekende effecten op de waterkwaliteit niet zondermeer mogelijk is. Een effect van deze maatregel is dat vooral in de zomerperiode een groot deel van het debiet wegvalt en de beek zelfs af en toe kan droogvallen, tenzij bijvoorbeeld maatregelen worden getroffen om water uit andere bronnen in te laten. Het eventuele droogvallen van de beekbodem betekent dat watergebonden organismen kunnen afsterven en er is een risico op oxidatie van sulfidegebonden metalen in de waterbodem. Een ander nadeel is dat de concentraties van cadmium en zink, die vooral een 'diffuse' oorsprong hebben, beduidend zullen toenemen. Deze concentraties worden namelijk door de lozing van Nyrstar verdund. Deze optie is daarom zeker geen ideale oplossing en de voor- en nadelen zouden, mede in het kader van het N2000 beheerplan, eerst nader onderzocht moeten worden
3. Nazuivering in een 'zuiveringsmoeras'. Deze optie is niet alleen voor mangaan van belang en wordt navolgend verder besproken

9.2.3 Maatregelen die het Waterschap kan treffen

In een verkenning van maatregelen voor de bestrijding van 'zwart slib' zijn door Tauw een aantal maatregelen oriënterend beoordeeld. In het licht van de kennis die in dit project is opgedaan, worden deze maatregelen als volgt geëvalueerd:

1. Zandfiltratie: gezien het belang van mangaanverwijdering is een vorm van filtratie effectief. Mangaanverwijdering kan alleen gerealiseerd worden met de inzet van mangaanoxiderende bacteriën en daarvoor is een groot aanhechtingsoppervlak vereist. Tegelijk met mangaan kunnen ook zink en cadmium in belangrijke mate worden verwijderd, waarbij zowel deeltjes als opgeloste verontreinigingen door co-precipitatie met mangaan en adsorptie worden verwijderd. Behalve zand zijn andere substraten met een groot oppervlak ook bruikbaar
2. Versnelling oxidatie: de beek bevat voldoende zuurstof, versnelling is alleen mogelijk met mangaanoxiderende bacteriën, zie hiervoor punt 1
3. Slibvang: deze maatregel is niet of onvoldoende effectief voor opgeloste verontreinigingen
4. Helofytenfilter: ingeschat wordt dat een horizontaal doorstroomd helofytenfilter onvoldoende effectief is voor de verwijdering van opgeloste metalen. Een verticaal doorstroomd filter is qua werking te vergelijken met zandfiltratie. Een begroeid zandfilter is een optie, evenals combinaties van doorstroming door een anorganisch substraat met een horizontaal doorstroomd helofytenfilter
5. Beperken aanvoer verontreinigingen via kwel: deze maatregel is onvoldoende effectief aangezien de bijdrage van kwel gering is
6. Afleiden lozing naar Zuid-Willemsvaart: zie voorgaande subparagraaf

Geconcludeerd wordt dat een 'zuiveringsmoeras' als curatieve maatregel technisch gezien de enige optie is die naar verwachting voldoende effectief is. Het ontwerp moet voldoen aan specifieke eisen. Wezenlijk zijn: voldoende verblijftijd, voldoende aanhechtingsoppervlak voor mangaanoxiderende bacteriën en aerobe condities bij de mangaanverwijdering. Ruimtelijk gezien is dit wellicht te realiseren in het gebied rond de Oude Tungelroyse beek. Een deel van het Ringselven oost zou ook bruikbaar zijn, maar dit ligt gezien de natuurwaarden wellicht moeilijker.

Zuiveringsmoerassen zijn al op een aantal plaatsen in Nederland toegepast, het meest om de effluentkwaliteit van RWZI's te verbeteren [22], daarnaast ook om oppervlaktewater te zuiveren [23]. In het buitenland is veel ervaring met 'constructed wetlands' voor allerlei typen afvalwater, waaronder percolaat van mijnafval en ander metaalhoudend afvalwater, zie [24]. Behalve metalen kan ook fosfaat met hoge efficiency worden verwijderd. Daarom is het mogelijk om de waterkwaliteit in meerdere opzichten te verbeteren. Verwijdering van zouten (chloride, sulfaat) zal niet of in geringe mate plaatsvinden maar de hardheid kan in beginsel wel worden verlaagd door precipitatie van kalk.

Naast de verwijdering van verontreinigingen zal in een zuiveringsmoeras ook bezinking van slib en afkoeling van het effluent plaatsvinden. Het is daarmee een multifunctionele oplossing en zal naar verwachting resulteren in een significante verbetering van de waterkwaliteit in de Kruispeel.

De kosten voor inrichting worden bepaald door de grondprijs (meestal de grootste kostenpost), eventuele afdichting met folie, duikers, leidingen, pompen, stuwen en dergelijke, aanplant van vegetatie of het aanbrengen van substraten, de aanleg (grondwerk en dergelijke) en de voorbereidingskosten (onderzoek, ontwerp, vergunningen). Als er vanuit wordt gegaan dat de grond gratis is, er geen folie nodig is, de stroming onder vrij verval plaatsvindt en de omvang een aantal hectares bedraagt, zijn de kosten minimaal circa EUR 30.000,00 per ha [38]. Een ander uiterste is het helofytenfilter van Leidse Rijn, een sophisticated filter met veel sturing, pompen en een hoge grondprijs. De kosten hiervan bedroegen EUR 1 miljoen per hectare.

Hoewel de ontwerpparameters in dit geval nog onvoldoende duidelijk zijn, is een eerste inschatting dat een zuiveringsmoeras gerealiseerd kan worden tegen totale kosten van 200 – 500 kEUR, bij een oppervlak van globaal 3 ha, mits er geen kosten zijn voor grondverwerving.

10 Conclusies en aanbevelingen

10.1 Conclusies

Concentraties en normen

De jaargemiddelde concentraties van cadmium in de Tengelroyse beek voldoen in de periode 2008 – 2011 aan de KRW-eis. Voor het meetpunt Duiker geldt dit in sommige jaren alleen na correctie voor de achtergrondconcentratie. De jaargemiddelde concentratie van zink voldoet op geen enkel meetpunt in de beek aan de eis. Voor mangaan zijn geen normen, maar duidelijk is dat de concentratie vooral in de Kruispeel veel hoger is dan natuurlijke waarden.

De parameters chloride, pH en totaal-N scoren op basis van de KRW-systematiek meestal goed of zeer goed, chloride scoort in de bovenloop matig tot slecht (duiker). Totaal-P zit meestal rond de grens van matig / ontoereikend, op het punt duiker is de score slecht.

De concentraties van cadmium en zink vertonen een dalende trend en de concentraties zijn in de zomerperiode lager dan in de winter. Voor de risico's is dit gunstig, aangezien veel organismen alleen in de zomerperiode actief zijn. In de midden- en benedenloop zijn de concentraties steeds lager dan in de bovenloop, de risico's zijn in de bovenloop dus het grootst.

Zink overschrijdt in vrijwel alle wateren in de Kempen de MAC-MKN waarde, overschrijding van de norm is een algemeen probleem van dit gebied.

De concentraties van mangaan, chloride, sulfaat en fosfaat zijn met name bij de duiker in de zomerperiode hoger dan in de winter, aangezien dan minder verdunning van de lozing van Nyrstar optreedt. Op andere meetpunten is dit effect niet aanwezig (P en Mn zijn in de winter maximaal) of zijn de verschillen niet groot (chloride, sulfaat).

Ecologie

Voor het waterlichaam Tengelroyse beek zijn op basis van de indeling als KRW R5 type (middenloop) en onderzoek in 2009 de volgende scores behaald voor de verschillende matlatten:

- Vissen: 0,55, doelstelling is 0,57
- Macrofauna: 0,59, doelstelling is 0,60
- Diatomeeën: 0,66, doelstelling is 0,60
- Macrofyten: 0,83, doelstelling is 0,60

De scores verschillen sterk per monsterpunt, de bovenloop scoort vrijwel altijd slechter dan de beneden- en middenloop. Daarbij speelt een rol dat de bovenloop kenmerken van R4 vertoont, maar wordt beoordeeld volgens de normen van R5. Overigens leidt de beoordeling van de macrofauna-resultaten van meetpunten in de bovenloop volgens zowel R4 als R5 criteria voor de meeste meetpunten niet tot grote verschillen.

De scores ontstaan door vergelijking met een referentietype. De Tungelroyse beek wijkt van nature in een aantal opzichten af van het 'standaard' R5-type. Dit kan voor sommige maatlaten onterecht in een lage score resulteren.

Er zijn diverse aanwijzingen dat de waterkwaliteit een rol speelt bij het niet voldoen aan de ecologische doelstellingen maar het is niet mogelijk aan te geven welk aandeel dat is, laat staan voor welk deel de zware metalen verantwoordelijk zijn. Naast de metalen hebben nutriënten, zouten en hardheid wellicht ook invloed. Andere factoren die invloed hebben op de ecologische kwaliteit zijn stroomsnelheid, slibafzetting, beschaduwning en substraten. Voor vissen lijken migratieknelpunten de belangrijkste bottleneck.

Het is aannemelijk dat door het recent afgeronde beekherstel project de ecologische kwaliteit verder zal verbeteren.

Risico-beoordeling

Uit de voorgeschreven standaard risicobeoordeling met het model Omega 6.1 blijkt dat zink ecologische risico's met zich meebrengt en dat er een risico is op verspreiding via oppervlaktewater van de metalen. Cadmium geeft volgens het model een risico op doorvergiftiging van mosselelers, maar gezien de praktijksituatie lijkt dit risico niet realistisch. Er zijn op basis van het Sedisoil model geen humane risico's.

De waterbodem geeft voor de onderzochte waarden (zink maximaal 2.600 mg/kg ds en cadmium maximaal 38 mg/kg ds) geen duidelijke ecologische risico's, behalve doorvergiftiging van mosselelers maar dit lijkt zoals eerder genoemd geen realistisch risico. Daarnaast is duidelijk dat de waterbodem op basis van de beoordeling met Sedias geen significante bijdrage levert aan de vervuiling van de waterfase. Een belangrijke reden hiervoor is de hoge verversingsgraad van het water.

Mangaan vormt geen onderdeel van de standaardbeoordeling. De risico's zijn op basis van literatuuronderzoek gekwantificeerd, waaruit volgt dat de concentraties in de Kruispeel en omgeving ruim boven een afgeleide risicogrenswaarde van circa 0,4 mg/l liggen.

Bij de standaardbeoordeling wordt geen rekening gehouden met een eventuele beperkte biobeschikbaarheid. Uit berekeningen en literatuuronderzoek blijkt dat normen op de locatie globaal met een factor 3 - 4 opgehoogd mogen worden op basis van factoren als hardheid, pH en DOC-concentratie. Ook na deze locatie-specifieke correcties te hebben toegepast blijven de jaargemiddelde concentraties van zink en mangaan (Mn alleen in de Kruispeel en in beperkte mate) de 'norm' overschrijden. De zomergemiddelden van zink voldoen op veel locaties aan de aangepaste norm, maar niet in de Kruispeel. De mangaanconcentratie is in de zomer hoger dan het jaargemiddelde en voldoet daarom in het Kruispeelgebied niet aan de aangepaste norm.

Naast een mogelijk toxisch effect door opname van opgelost mangaan, brengt de vorming van mangaanneerslagen schade toe aan ondergedoken waterplanten en kan schade aan organismen die via kieuwen of huid ademen niet worden uitgesloten.

Samenvattend geeft opgelost zink op basis van de uitgevoerde risico-beoordeling op veel plaatsen risico's, opgelost mangaan mogelijk in het traject Duiker – Raam en mangaanneerslagen zijn voor een aantal organismen schadelijk. De risico's van zink zijn duidelijk verhoogd in het traject Duiker – Raam.

Bronnen en processen

De effluentlozing van Nyrstar is (in elk geval in het traject tot de instroom van de Raam) een belangrijke bron van ammonium, mangaan, sulfaat, chloride, fosfor, calcium en bicarbonaat in de Tungelroyse beek. Als de jaargemiddelde concentraties in de overstort van het Ringselven worden vergeleken met die in de uitlaat van de Oude Tungelroyse Beek, kunnen effecten als volgt worden ingedeeld:

- Relatief sterke toename (globaal 100 %, Mn is hoger): chloride, mangaan, sulfaat en totaal P
- Beperkte toename (maximaal circa 30 %): ammonium-N, calcium, bicarbonaat
- Geen verandering: totaal-N
- Afname: pH (ondanks toename calcium en bicarbonaat)

Het gehalte aan zwevende stof in het effluent is ongeveer de helft van het gehalte in het Ringselven water, de effluentlozing heeft hierop dus een verdunnend effect. Dit geldt ook voor cadmium en zink, die grotendeels (80 – 90 %) van diffuse oorsprong zijn. Mangaan is in het water dat de Kruispeel instroomt voor circa 90 % afkomstig uit de lozing van Nyrstar. De Raam is stroomafwaarts van de samenkomst met de Tungelroyse beek ook een belangrijke bron van fosfor. In het traject Duiker – Raam levert kwel op basis van het concentratieverloop geen belangrijke bijdrage aan de vrachten van cadmium en zink.

Uit laboratoriumonderzoek blijkt dat concentraties van opgelost cadmium, zink en mangaan in watermonsters die gedurende enkele dagen regelmatig zijn geanalyseerd, dalen. Gesteld kan worden dat het water een 'zelfreinigend vermogen' heeft. Dit vermogen wordt geleverd door:

- Adsorptie aan zwevende stof
- Oxidatie van mangaan, resulterend in nieuwvorming van mangaan(hydr)oxiden die metalen binden. Deze nieuwvorming kan in de vloeistoffase plaatsvinden, maar wordt aanzienlijk versneld als er plantendelen aanwezig zijn waarop mangaanoxiderende bacteriën kunnen groeien. Het is bekend dat de oxidatie van mangaan (en ijzer) sterk kan worden versneld door de activiteit van bacteriën

Kwaliteit van bezinkbaar slib in slibvallen

Onderzoek met behulp van slibvallen (potjes die in de beek worden geplaatst) geeft informatie over (veranderingen in) de samenstelling van bezinkbaar slib, processen die in de beek plaatsvinden, invloeden van lozingen en zijbeken et cetera.

Een slibvang resulteert in bezinking van relatief zwaardere en minder verontreinigde slibdeeltjes, de deeltjes die doorstromen zijn lichter en relatief meer verontreinigd.

Duidelijk is dat de lozing van Nyrtar van grote invloed is op het mangaangehalte in het slib en dat dit gehalte een tijdlang stijgt, waarschijnlijk door voortgaande uitvloeking van opgelost mangaan. Vanaf de Raam is het mangaangehalte weer op een normaal niveau, vermoedelijk speelt hier, naast bezinking, verdunning een grote rol. Tevens is te zien dat het ijzergehalte in het slib vanaf de Raam sterk stijgt, waarschijnlijk onder invloed van kwel van ijzerrijk grondwater in het stroomgebied van de Raam.

Zowel hoge mangaan- als ijzergehalten zijn gunstig voor de adsorptie van zware metalen.

Hierdoor kan de opgeloste fractie van zink en cadmium afnemen.

Op basis van de gemeten gehalten zijn de risico's op herverontreiniging van de waterbodem vanaf het meetpunt Raam niet groot. De gehanteerde meetmethode heeft echter beperkingen, effecten van resuspensie en verplaatsing van verontreinigd slib worden waarschijnlijk onvoldoende verdisconteerd.

Herverontreiniging waterbodem

Uit laagsgewijs onderzoek van de waterbodem blijkt dat herverontreiniging optreedt, de mate waarin verschilt sterk per locatie. Dit heeft te maken met de afstand tot bronnen, het tijdstip van sanering en de bezinkcondities op de locatie. Voor de kwaliteit over 5 en 20 jaar wordt het volgende geconcludeerd:

1. In de benedenloop van de beek zal de verontreinigingssituatie in de komende jaren waarschijnlijk niet significant wijzigen. In 10 jaar tijd is er op de locatie Speckerweg geen herverontreiniging aantoonbaar. Op niet gesaneerde locaties is hooguit sprake van matig verhoogde gehalten
2. In de middenloop van de beek is de situatie variabel door verschillen in bezinking. Op locaties met veel bezinking kunnen de gehalten van zink, cadmium en mangaan per 5 jaar toenemen met respectievelijk globaal 200, 2 en enkele honderden mg/kg ds. In hoeverre dit over 20 jaar geëxtrapolleerd mag worden is afhankelijk van ontwikkelingen in de waterkwaliteit en de werking van de slibvang bij de Golfbaan. Op locaties met weinig bezinking zal de situatie in 20 jaar niet sterk veranderen

3. In de bovenloop van de beek moet rekening worden gehouden met een verdere uitbreiding van de verontreiniging zoals die in de Kruispeel is aangetroffen. In vijf jaar tijd zijn de gehalten van zink, cadmium en mangaan toegenomen met respectievelijk globaal 1000, 15-20 en 3.500 mg/kg ds. Ingeschat wordt dat de huidige slibkwaliteit in de Kruispeel niet sterk meer zal verslechteren maar dat de zone met sterk verhoogde gehalten zich nog wel uit kan breiden tot de slibvang. De werking van de slibvang is momenteel nog onvoldoende duidelijk om te kunnen concluderen of deze herverontreiniging benedenstrooms al dan niet kan voorkomen

Werking slibvang nabij Golfbaan/brug Beauchamps

De werking van de slibvang is geëvalueerd aan de hand van analyse van afgezet slib, metingen van de hoogte van de waterbodem en vergelijking van de waterkwaliteit voor en na de slibvang. De interpretatie wordt bemoeilijkt door verschillen in meetmethoden per jaar en mogelijke consolidatie in de slibvang. De afvang van verontreinigingen is in het gunstigste geval globaal 1 kg cadmium, 100 kg zink en 150 kg mangaan. De gemeten waterkwaliteit voor en na de slibvang verandert nauwelijks. Vermoedelijk geeft de monsterneming geen goed beeld van de flux aan slib, vooral zwaardere deeltjes worden gemist (daarnaast kan het missen van afvoerpieken ook een rol spelen).

De berekende rendementen ten opzichte van de vracht aan deeltjesgebonden metalen liggen globaal tussen 30 en 60 % (mangaan geeft de laagste waarde) en zijn daarmee (wat) lager dan voorspeld. Het lijkt erop dat relatief veel zandig materiaal wordt afgezet.

Ondanks de besproken onzekerheden zijn enkele belangrijke aspecten wel duidelijk:

1. Gezien de bezinking in de Kruispeel kan een eventuele definitieve slibvang beter zo dicht mogelijk bij de duiker worden aangelegd. Een alternatief is om het verhang in de Kruispeel te vergroten, zodat daar minder slib bezinkt. De haalbaarheid hiervan is onbekend, gevolgen voor de ecologie in de Kruispeel moeten meegewogen worden
2. De slibvang levert in zijn huidige vorm nauwelijks een bijdrage aan risico-reductie, aangezien de risico's in hoofdzaak aan opgeloste metalen zijn gerelateerd
3. Als de bezinking op dezelfde wijze als nu is gemeten doorgaat (slib is zandiger dan voorspeld en volume is kleiner) kan de slibvang globaal acht jaar functioneren zonder deze te baggeren. Dit geldt alleen als in de Kruispeel veel slib blijft bezinken en er geen grote hoeveelheden slib door opwerveling worden verplaatst naar de slibvang

Ontwikkelingen en maatregelen

Op basis van de huidige situatie en toegepaste zuiveringstechniek, zijn vooralsnog geen fundamentele veranderingen te verwachten in de mangaanemissie van Nyrtar. In hoeverre procesoptimalisatie mogelijk is, is nog niet duidelijk.

De emissies van cadmium en zink gaan in de loop van de tijd waarschijnlijk verder afnemen door een afnemende uitspoeling van de bodem bovenstrooms van de Kruispeel. Aan de randen van het beekdal zijn nog wel verhoogde concentraties aan zink in het grondwater aangetroffen. Dit water kan op langere termijn de beek bereiken, maar de effecten hiervan worden als gering ingeschat.

De mangaanemissie naar de Tungelroyse beek kan in beginsel worden verlaagd door procesgeïntegreerde maatregelen, een extra zuiveringsstap of het verplaatsen van de lozing naar de Zuid-Willemsvaart. De haalbaarheid en / of effectiviteit van deze opties zijn nog onvoldoende bekend, wel is duidelijk dat lozing op de Zuid-Willemsvaart niet zondermeer mogelijk is en dat deze optie diverse nadelen heeft: in de zomer zal het debiet sterk dalen en kan de beek zonder additionele maatregelen af en toe droog vallen, waardoor organismen kunnen afsterven en er een risico is op oxidatie van sulfide-gebonden metalen in de waterbodem. Verder zullen de concentraties van cadmium en zink sterk stijgen omdat de lozing van Nyrstar een verdunnend effect heeft op deze stoffen.

Een andere optie is nazuivering in een 'zuiveringsmoeras'. Hiermee kunnen naast mangaan ook zink, cadmium en andere metalen, fosfaat, hardheid en slibdeeltjes worden verwijderd. Tevens kan het geloosde effluent afkoelen.

10.2 Discussie en aanbevelingen

Uit dit onderzoek blijkt dat de concentraties van opgelost zink en mangaan in een deel van de Tungelroyse beek (traject Kruispeel – Raam) zodanig hoog zijn dat ecologische risico's aanwezig zijn. Op grond hiervan is het gewenst om maatregelen te nemen om de waterkwaliteit te verbeteren. Ter nuancering wordt het volgende opgemerkt:

1. Het betreft een relatief beperkt deel van de volledige beek
2. Voor het hele Kempengebied geldt een verhoogde achtergrondconcentratie van zink
3. In de gehele beek is de fosfaatconcentratie op de grens van matig en ontoereikend
4. Ecologisch herstel is niet alleen afhankelijk van een afname van metaalconcentraties maar van tal van andere factoren. Daarom is het vrijwel onmogelijk om de baten van een maatregel vooraf te kwantificeren (bijvoorbeeld in de vorm van 'soorten X en Y zullen zich vestigen als de zinkconcentratie met 50 % wordt verlaagd'). Desondanks is het aannemelijk dat een verbetering van de waterkwaliteit zal bijdragen aan ecologisch herstel en gezien de natuurwaarde van dit N2000-gebied is het zinvol om deze verbetering na te streven

Op basis van het voorgaande wordt aanbevolen om te zoeken naar maatregelen die de waterkwaliteit verbeteren, maar relatief beperkte investeringen vereisen. Een zuiveringsmoeras is een goede kandidaat omdat geschikte locaties voorhanden zijn en deze aanpak bij een adequaat ontwerp een hoog rendement kan hebben. De waterkwaliteit kan hiermee in veel opzichten verbeterd worden en de vereiste investeringen zijn beperkt. Aanbevolen wordt om deze optie verder uit te werken.

11 Referenties

1. Deltares (2009): Uitgangspunten en berekeningen water- en stoffluxen Tungelroyse beek. Powerpoint presentatie, november 2009
2. Tauw (2010): Ontwerp tijdelijke slibvang Tungelroyse beek. Rapportnr. R001-4696688JJS-kmn-V02-NL, Tauw, Deventer. In opdracht van Waterschap Peel en Maasvallei
3. CSO (2003): SOOH/Wbbp Tungelroyse beek. Beslisdocument inventarisatie. Rapportnr. 03.RA002, CSO, Maastricht. In opdracht van Zuiveringschap Limburg
4. CSO (2008): Nader waterbodemonderzoek Tungelroyse beek te Kruispeel. Rapportnr. 07B327/08.RB020, CSO, Maastricht. In opdracht van Waterschap Peel en Maasvallei
5. Grontmij/Aquasense, Alterra, Grontmij (2008): Ecologische effecten van metaalverontreiniging in het overstromingsgebied van de Dommel. In opdracht van Actief Bodembeheer de Kempen
6. Nobis project Ilperveld, rapport nummer 97-1-21, Ecologische risicoreductie van stortplaatsen door isolatie met gebiedseigen verontreinigd baggerslib: proefproject: vuilstorten en baggerspecie
7. Waterschap Peel en Maasvallei (2010): Meetrapport Tungelroyse beek 2009, t.b.v. KRW-monitoring. Versie 4 maart 2010
8. KTH (2010): Visual Minteq version 3.0 beta
9. van Dokkum, H.P. e.a. (1998): Achtergronddocument referentiewaarden waterkwaliteit – dieergezondheid. Gezondheidsdienst van Dieren, ID-DLO, HH US, TNO-MEP.
10. Bioclear/Deltares (2009): Zwart slib problematiek Tungelroyse beek. Rapportnr. 20093520/6344, Bioclear, Groningen. In opdracht van Waterschap Peel en Maasvallei
11. Royal Haskoning (2010): Water- en sedimentkwaliteit Kleine Dommel. In opdracht van Waterschap de Dommel
12. Waterschap De Dommel (2002): Jaarverslag 2002. Waterkwantiteit en waterkwaliteit. Archiefnr. U-03-00440
13. Waterschap De Dommel (2003): Trends waterkwaliteit. Toets met Trendpak. Archiefnr. U-03-02403
14. Provincie Noord-Brabant e.a. (2008): Gebiedspilot waterkwaliteit Kleine Beerze. Eindrapport. Projectnr. A028104 en P028104
15. Tim Lomans & Maikel van Steensel (2011): Herverontreiniging Tungelroyse beek. Effecten op mens, dier en plant en invloed transport verontreinigde deeltjes. Leeropdracht Hogeschool van Hall – Larenstein, onder begeleiding van WPM
16. Waterschap Peel en Maasvallei (2009): Zwarte aanslag op planten en dieren in de Tungelroyse beek benedenstrooms van de Kruispeel. Memo Jeroen van Mil, 29.06.09

17. Alterra (2009): Uitspoeling van zware metalen uit bodems in het landelijk gebied. Alterra rapport 1882
18. NOTOVE-KRW-toests (IV) – stand: 20 juni 2008. Factsheet RWS Waterdienst
19. Tauw (2010): Evaluatie en toekomstverkenning GBS Nyrtstar Budel – Hoofdrapport Rapportnr. R003-4616767JJS-pws-V02-NL, Tauw, Deventer. In opdracht van Nyrtstar en Provincie Noord-Brabant
20. www.stowa.nl/.../mID_4924_cID_3914_93042055_DSSZuivmoeras
21. Tauw (2009): Inventarisatie en beoordeling maatregelen bestrijding zwart slib. Rapportnr. R001-4669169JJS-rvb-V01-NL, Tauw, Deventer. In opdracht van WPM
22. Claassen, T. e.a. (2006): Texelse kennis toegepast bij zuiveringsmoeras en paaibiotop bij rwzi Grou. H2O, 24, p. 41-43
23. Aggenbach, C. e.a. (2008): Herstel natte bossen met water uit zuiveringsmoerassen. Vakblad natuur, bos, landschap, mei 2008, p.11-14
24. en.wikipedia.org/wiki/Constructed_wetland
25. Royal Haskoning (2010): Instructie voor het omgaan met normoverschrijdingen van metalen en andere microverontreinigingen in het oppervlaktewater. Ref. 9V9621.B0/R00002/501245/AH/BenB, Haskoning, 's-Hertogenbosch. In opdracht van RWS Waterdienst
26. RIVM (2009): Risico's van toxische stoffen in de Nederlandse oppervlaktewateren. Rapport 607340001, RIVM, Bilthoven
27. Alterra (2010): Uitspoeling van zware metalen uit bodems naar het oppervlaktewater. Ecologische risico's van metalen in het oppervlaktewater en bronnen van metaaluitspoeling. Rapport 2024, Alterra, Wageningen
28. Stowa (2007): Referenties en matlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water. Rapport 2007 32, Stowa, Amersfoort
29. Baden, S. P., Eriksson, S.P., Gerhardt, L., 1999. Accumulation and elimination kinetics of manganese for different tissues of the Norway lobster *Nephrops norvegicus* (L.) Aquatic Toxicology 45:127–137
30. Baden, S. P., S. P. Eriksson, and J. M. Weeks. 1995. Uptake, accumulation and regulation of manganese during experimental hypoxia and normoxia by the decapod *Nephrops norvegicus* (L.). Marine Pollution Bulletin 31:93–102
31. Baden, S. P. and D. Neil, 2003. Manganese accumulation by the antennule of the Norway lobster *Nephrops norvegicus* (L.) as biomarker of hypoxic events. Marine Environmental Research 55:59–71
32. Eriksson, 2000, Temporal variations on manganese in the haemolymph and tissues of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.) Aquatic Toxicology 48:297–307
33. Eriksson, S. P. and S. P. Baden. 1998. Manganese in the haemolymph and tissue of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.) along the Swedish west coast, 1993–1995. Hydrobiologia 375/376:255–264

34. Crane 2007 et al, Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: manganese (total dissolved)
35. Koning, de A & M. G. Vijver (2006): 'Biotic Ligand Models' voor de effectmodellering van metalen in enkele Nederlandse oppervlaktewateren. Rapport 168, Centrum voor Milieuwetenschappen, Leiden
36. WPM, J. Bode (2011): Memo Analyse Kruispeel
37. Royal Haskoning (2011); Emissie-Immissietoets Nyrstar. Ref. 9W4748.A0/N0001/Nijm (niet openbaar)
38. Handboek natuurlijke zuivering. Achtergrondrapport bij Stowa-rapport 2001-09, Stowa, Amersfoort
39. Provincie Limburg (2009): Natura 2000 concept-beheerplan Weerter- en Budelerbergen & Ringselven. www.natura2000beheerplannen.nl
40. Brand, E. e.a. (2008): Afleiding van milieurisicogrenzen voor sulfaat in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem. Briefrapport 711701069, RIVM, Bilthoven.

Bijlage

1

Rapportage Deltares

Vervolgonderzoek verontreiniging Tungelroyse beek

resultaten van het monitoringsprogramma

Bas van der Grift
Gilles Erkens

1203315-000

Titel

Vervolgonderzoek verontreiniging Tungelroyse beek

Opdrachtgever
Tauw

Project
1203315-000

Kenmerk
1203315-000-BGS-0006

Pagina's
60

Trefwoorden

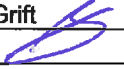
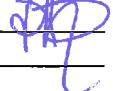
Mangaan, zink, cadmium, oppervlaktewater, grondwater, Tungelroyse beek

Samenvatting

In dit rapport worden de resultaten van het monitoringsprogramma Tungelroyse beek beschreven. Dit monitoringsprogramma is door het Waterschap Peel en Maasvallei uitgevoerd met als doel om de chemische toestand van de Tungelroyse beek voor met name mangaan, cadmium en zink, variaties hierin en met name de herkomst van deze metalen te bepalen, inclusief de bijdrage van het grondwater aan de belasting van het oppervlaktewater. In de periode februari 2010 – september 2011 is op 20 locaties en in 29 meetrondes de oppervlaktewaterkwaliteit bepaald. Daarnaast zijn er in de omgeving van de Kruispeel 12 ondiepe boringen gezet. Deze boringen zijn geologisch beschreven en er zijn peilbuizen geplaatst. Samen met bestaande data heeft dit geresulteerd in een beschrijving van de geologie en de grondwaterkwaliteit in de omgeving van de Kruispeel.

Uit het monitoringsprogramma oppervlaktewater blijkt dat de effluentlozing van Nyrstar, in elk geval in het traject tot de instroom van de Raam een belangrijke bron is voor mangaan, ammonium, sulfaat, chloride, fosfor, calcium en bicarbonaat in de Tungelroyse beek. De gemeten mangaanconcentraties in de SRB sloot variëren sterk en zijn op een aantal bemonsteringmomenten erg hoog, in een concentratiebereik dat niet door het lab van Nyrstar wordt gemeten. Eventuele laboratoriumfouten kunnen daarom niet worden uitgesloten.

De herkomst van cadmium en zink is de historische verontreiniging van het gebied en ligt voornamelijk in het traject van het Ringselven Oost, Oude Tungelroyse beek en Verlegde Tungelroyse beek. In het traject tot aan de duiker is het aannemelijk dat het grondwater een bijdrage levert aan de belasting van het oppervlaktewater. Vanaf de duiker is dit niet het geval. Het grondwater op de hoger gelegen (infiltratie) delen is tot een diepte van ca 5 tot 10 m-mv wel (zwaar) verontreinigd maar deze verontreiniging heeft de beek niet bereikt. In het beekdal is vanaf de Zuid-Willemsvaart tot ongeveer de locatie van de zandvang een dun veenpakket (ca 30 cm met uitschieters naar 50 cm) aanwezig. Dit is een buffer tegen de toekomstige uitspoeling van metalen vanuit het grondwater naar het oppervlaktewater.

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
	maart. 2012	Bas van der Grift		Jan Gerritse		Hilde Passier	

Status

definitief

Inhoud

1 Inleiding	1
2 Oppervlaktewater	3
2.1 Monitoringsprogramma oppervlaktewaterkwaliteit	3
2.2 Afvoermetingen	7
2.3 Oppervlaktewaterkwaliteit	12
2.3.1 Tijdreeksen cadmium- en zinkconcentratie bij duiker Zuid-Willemsvaart	12
2.3.2 Meetreeksen individuele meetlocaties monitoringsprogramma Tungelroyse beek	15
2.3.3 Boxplots stoffen vanaf Hamonterbeek tot Diesterbaan	22
2.3.4 Schematisch overzicht concentraties en vrachten	30
2.4 Conclusies	36
3 Grondwater	39
3.1 Geologie Kruispeel	39
3.2 Grondwaterkwaliteit	46
3.3 Conclusies	56
4 Referenties	57
 Bijlage(n)	
A Databeschikbaarheid	A-1

1 Inleiding

In de periode februari 2010 – september 2011 is door het Waterschap Peel en Maasvallei een uitgebreid monitoringsprogramma voor oppervlaktewater en grondwater uitgevoerd. De doelstellingen van dit programma zijn inzicht te krijgen in.

- 1 De chemische toestand van de Tungelroyse beek vanaf de Belgische grens tot Swartbroek voor met name mangaan, cadmium en zink, de variatie hierin en met name de herkomst van deze metalen.
- 2 de bijdrage van het grondwater aan de belasting van het oppervlaktewater in het traject vanaf de grens van het beheersgebied van het Waterschap Peel en Maasvallei.

In dit rapport worden de resultaten van het monitoringsprogramma van zowel oppervlaktewater als grondwater beschreven uitgaande van de doelstellingen zoals hierboven gegeven.

2 Oppervlaktewater

2.1 Monitoringsprogramma oppervlaktewaterkwaliteit

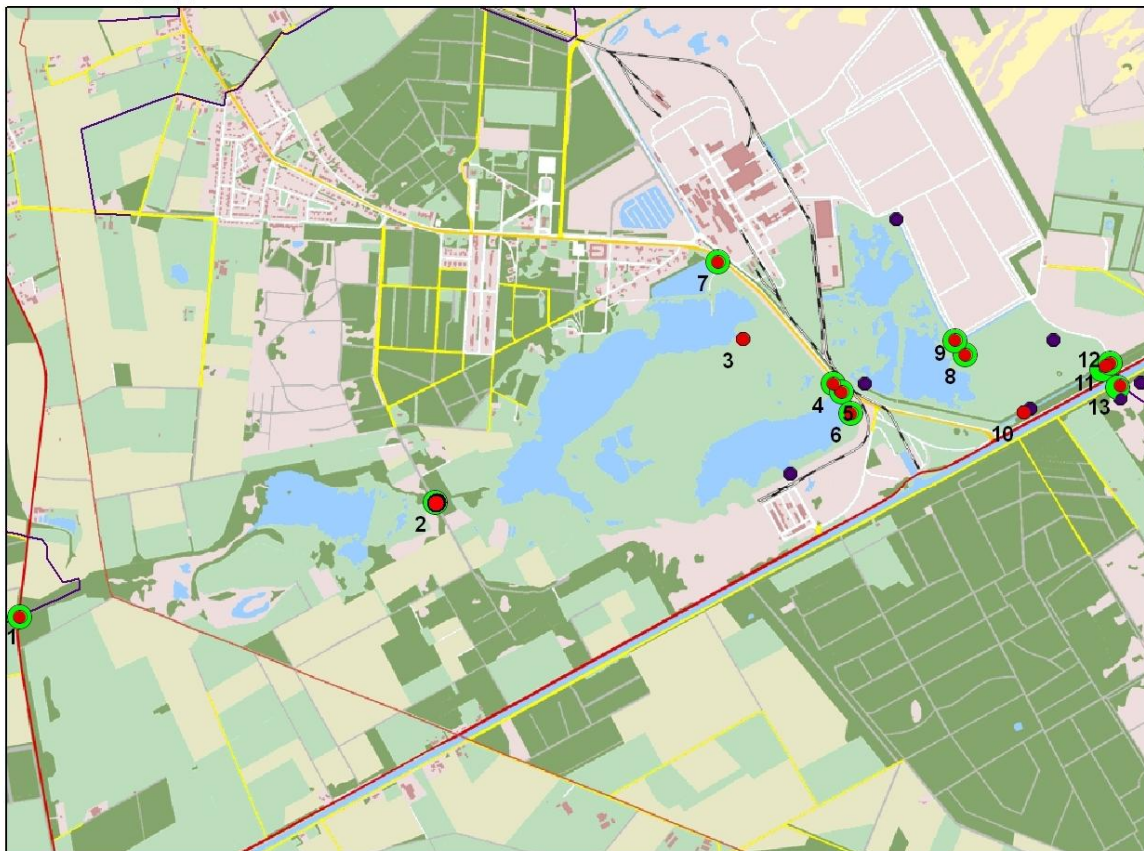
In het kader van het vervolgonderzoek in de Tungelroyse beek naar de herkomst van mangaan, cadmium en zink zijn op een groot aantal locaties en tijdstippen metingen gedaan van de waterkwaliteit en -afvoer. Het monitoringsprogramma bestaat uit:

- 20 locaties oppervlaktewaterkwaliteit die in de periode februari 2010 – september 2011 regelmatig zijn bemonsterd. Voor de meeste locaties zijn er 29 meetrondes uitgevoerd. Figuur 2.1 en Figuur 2.2 geven de ligging van de locaties. Een overzicht van de bemonsteringsdata voor mangaan, cadmium en zink is weergegeven in bijlage A;
- 12 locaties waarop er in de periode februari 2010 – augustus 2011 handmatige afvoermetingen zijn gedaan. Ook deze locaties zijn weergegeven in Figuur 2.1 en Figuur 2.2.

De watermonsters zijn geanalyseerd op hoofd- en sporenelementen, nutriënten, opgelost organisch materiaal en zuurgraad. De belangrijkste elementen (mangaan, zink en cadmium) zijn zowel gefiltreerd als ongefiltreerd gemeten. Van de andere elementen is alleen de concentratie na filtratie bepaald. De nutriënten zijn ongefiltreerd gemeten.

Tabel 2.1 geeft de nummers en namen van de monsterlocaties. Figuur 2.3 geeft een schematisch overzicht van de ligging van de locaties en de waterstromen in het gebied. Dit overzicht wordt in de volgende paragrafen gebruikt voor beschrijving en interpretatie van de metingen. Het deel van de Verlegde Tungelroyse beek tussen de zuidelijke overstort van de Vispeel (locatie 6) en de Havenweg (locatie 10) stroomt door een rioolbuis. In figuur 2.3 is een stippellijn getrokken van het voormalige AKZO terrein naar de Verlegde Tungelroyse beek. Deze lijn geeft de natuurlijke drainage weer van het terrein ten oosten van het voormalige fabrieksterrein. Het water wordt hier door een ondiepe sloot/greppel afgevoerd en komt door middel van een overstort in het gerioleerde deel van de Verlegde Tungelroyse beek. Ook een deel van de oppervlakkige afvoer van het voormalige AKZO fabrieksterrein wordt via deze greppel afgevoerd naar de Verlegde Tungelroyse beek.

Monitoring oppervlaktewater

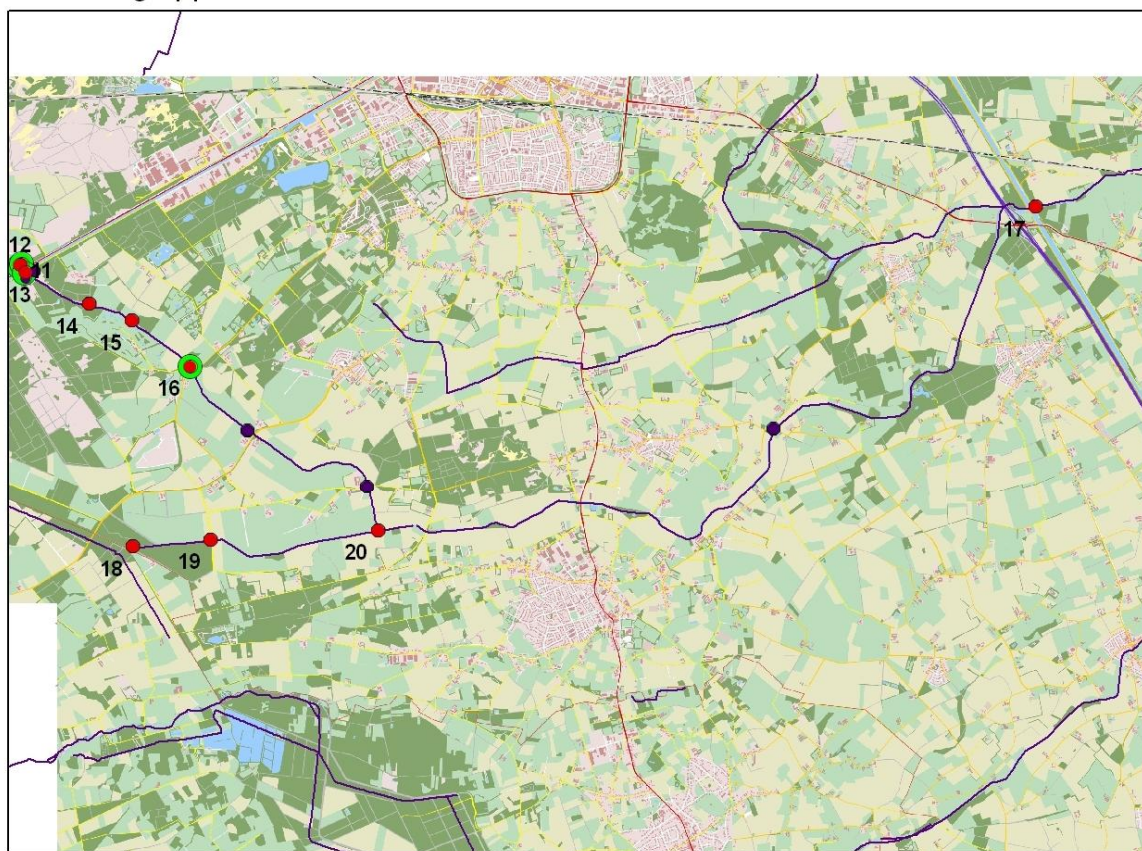


Legenda

- locatie kwaliteit monitoringsprogramma
- locaties afvoer monitoringsprogramma
- overige locaties kwaliteit

Figuur 2.1 Locatie monitoringsprogramma Tungelroyse beek tot duiker onder Zuid-Willemsvaart

Monitoring oppervlaktewater



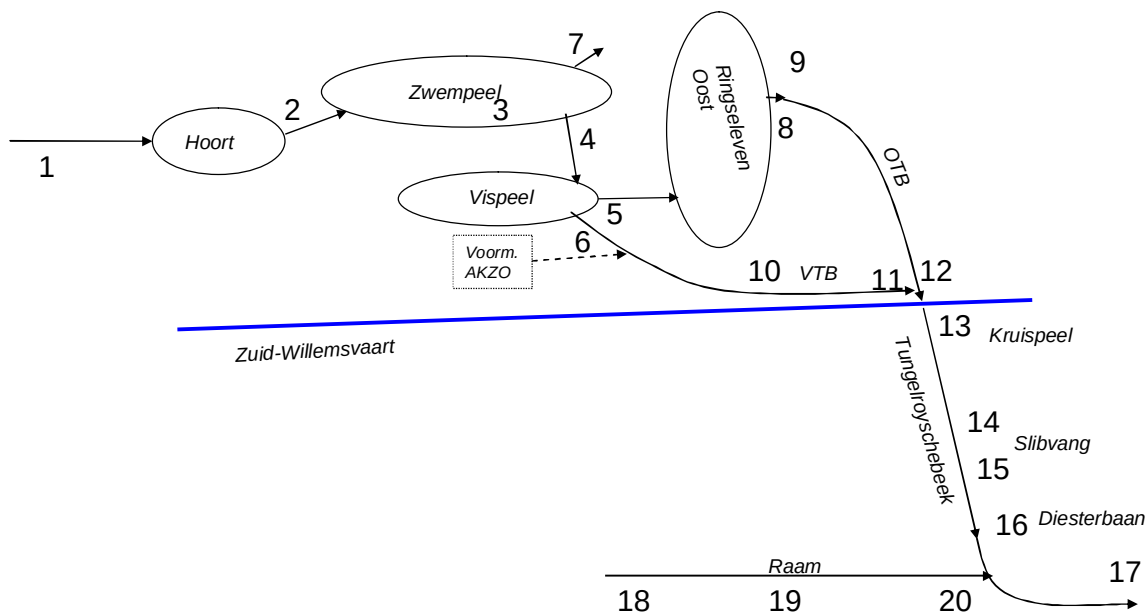
Legenda

- locatie kwaliteit monitoringsprogramma
- locaties afvoer monitoringsprogramma
- overige locaties kwaliteit

Figuur 2.2 Locatie monitoringsprogramma Tengelroyse beek vanaf duiker onder Zuid-Willemsvaart tot Swartbroek

Tabel 2.1 Locaties monitoringsprogramma Tungelroyse beek

nummer	code	locatie
1	OHAMO500	Hamonterbeek, Lozenweg
2	OHOORT10	Sloot uit De Hoort, Hoortweg
3	OZWMPL10	Zwempeel
4	OZWMPL20	Sloot uit Zwempeel, op bruggetje naar visstijger, aan Havenweg
5	OVISPL01	Vispeel, noordelijke overstort
6	OVISPL02	Vispeel zuidelijke overstort
7	OSLOOT26	inlaat koelwater, uiteinde sloot, havenweg
8	ORINGO01	Ringselven Oost, overstort naar OTB
9	OLOZSL02	SRB sloot (effluent sloot van de SRB zuivering)
10	OVTUNG10	Verlegde Tungelroyse beek 1/3
11	OTUNG040	Verlegde Tungelroyse beek (voormalig Akzo terrein)
12	OOTUNG20	Oude Tungelroyse beek uitlaat
13	OTUNG100	Tungelroyse beek Zd.-Willemsvaart
14	OTUNG150	Tungelroyse beek Kruispeel, brug Beauchamps
15	OTUNG160	Tungelroyse beek na slibvang
16	OTUNG200	Tungelroyse beek Diesterbaan
17	OTUNG500	Tungelroyse beek Swartbroek
18	ORAAM100	Raam Grens
19	ORAAM200	Raam Belgische grens Pruiskesweg
20	ORAAM900	Raam bovenstrooms stuw vlak voor instroom Tungelroyse beek



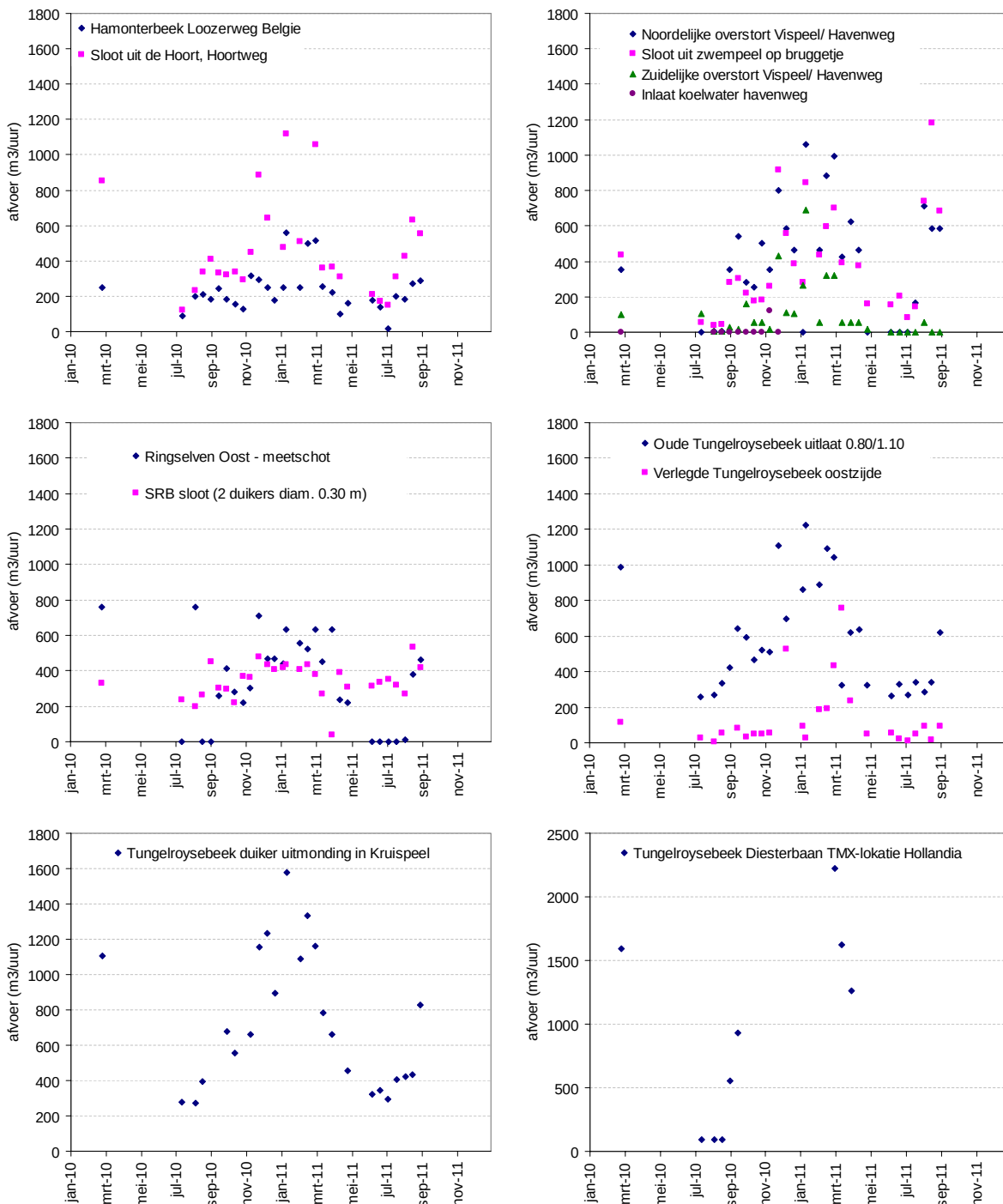
Figuur 2.3 Schematisch overzicht van het watersysteem Tungelroyse beek en de locaties van het monitoringsprogramma

2.2 Afvoermetingen

Deze paragraaf beschrijft de resultaten van de gemeten afvoeren in de periode februari 2010 – augustus 2011. Deze metingen zijn handmatig uitgevoerd op het moment dat ook de monsters voor waterkwaliteit zijn genomen en zijn daarmee indicatief van aard.

- Figuur 2.4 geeft meetreeksen van de afvoermetingen op de individuele locaties in het onderzoeksgebied van de Tungelroyse beek
- Figuur 2.5 en Figuur 2.6 geven een schematisch overzicht gemiddeld afvoer in de periode 2010-2011
- Figuur 2.7 geeft een vergelijking van de gemeten afvoer op tijdstip van meten tussen opeenvolgende locaties

De meeste locaties in Figuur 2.4 vertonen een dynamisch patroon in de gemeten afvoer dat gelijk opgaat met de opeenvolging van droge en natte periodes. Uitzonderingen hierop zijn de SRB sloot en de overstorten in de Vispeel en het Ringselven oost. De Zuidelijke overstort in de Vispeel geeft in veel gevallen geen water. Het debiet door de Verlegde Tungelroyse beek wordt op deze manier door Nyrstar zoveel mogelijk beperkt. Alleen wanneer het voor de waterstand noodzakelijk is, dan wordt er in natte periodes water over deze overstort gelaten. Vooral de Tungelroyse beek bij de Duiker laat een duidelijk seizoenaal patroon zien. In de zomerperiodes vanaf juni 2010 tot oktober 2010 en vanaf april 2010 t/m augustus 2011 is de afvoer duidelijk lager dan in de winterperiode.



Figuur 2.4 Gemeten afvoeren in m^3/uur op 11 meetlocaties

Figuur 2.5 geeft de gemiddelde afvoer over de gehele periode. Figuur 2.6 geeft de gemiddelde afvoer gedurende de winter en zomerperiode. In Figuur 2.7 is de afvoer op dagbasis tussen twee opeenvolgende locaties in het beekstelsel weergegeven. Uit Figuur 2.5 blijkt dat er een redelijk goede gemiddelde waterbalans bestaat tussen sloot uit De Hoort en Kruispeel. Het gemiddelde debiet bij de duiker is $722 \text{ m}^3/\text{uur}$. Een sommatie van de twee belangrijkste waterbalanstermen, de sloot uit de Hoort en de SRB sloot levert een gemiddelde van $783 \text{ m}^3/\text{uur}$. Voor de meeste locaties in Figuur 2.7 geldt dit ook. Hierbij moet

bedacht worden dat er een behoorlijke onzekerheidsmarge is bij het uitvoeren van afvoermetingen en deze in feite als indicatief moeten worden beschouwd. Het rapport van Mulder *et al.*, 2009 geeft hiervoor een onderbouwing. Het debiet uit van de sloot uit de Hoort (locatie 2) is gemiddeld wat groter dan het debiet uit de Zwempeel (locatie 4). De sloot uit de Zwempeel is volgens informatie van Nyrstar niet de enige verbinding tussen de Zwempeel en de Vispeel.

Het is vooral opvallend dat het gemiddelde debiet tussen de Vispeel, zuidelijke overstort en Verlegde Tungalroyse beek, oostzijde goed klopt, zowel het totale gemiddelde als uitsplitst naar winter en zomerperiode (Figuur 2.5 en Figuur 2.6). Dit is het water dat de Verlegde Tungalroyse beek in- en uitstroomt. Bij vergelijking van individuele meetmomenten is er slechte overeenstemming (Figuur 2.7). Debietmetingen bij zowel de overstort als in de Verlegde Tungalroyse beek (VTB) hebben een foutenmarge. Bij de overstort zitten vaak planten die de inschatting van het overstortend oppervlak bemoeilijken. De Verlegde Tungalroyse beek stroomt vaak erg langzaam. Hoe lager de stroomsnelheid hoe groter de meetfout. Bovendien hebben we hier mogelijk te maken met bronnen die niet zijn opgenomen (grondwaterbijdrage als gevolg van lekriool, bijdrage van natuurlijke drainage vanuit de omgeving van het voormalige Akzo terrein). Wellicht ook werkt het riool soms infiltrerend (verlies van water naar de ondergrond).

Er is een sterke toename van de gemeten afvoer tussen Hamonterbeek en de sloot uit De Hoort, en er is een goede regressie tussen het debiet op beide locaties. Dit betekent dat de toename van het debiet veroorzaakt wordt door natuurlijke drainage tussen beide meetpunten.

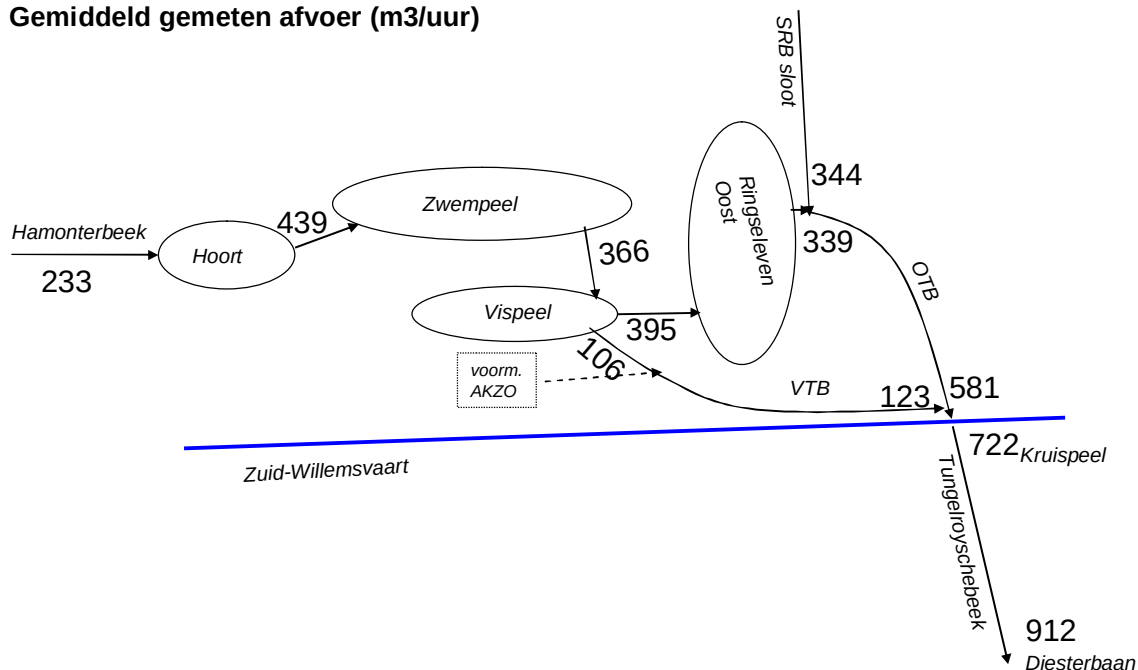
In de zomerperiode lijkt er water vanuit het Ringselven Oost naar de ondergrond te infiltreren. Er stroomt dan gemiddeld 289 m^3 in terwijl er 134 m^3 uit stroomt. Mede gezien het Geohydrologische Beheers Systeem van Nyrstar is infiltratie vanuit het Ringselven Oost niet ondenkbaar.

Er is een redelijk goede regressie tussen het debiet Ringselven Oost overstort naar de Oude Tungalroyse beek (OTB) + SRB sloot en OTB uitlaat. Ook de gemiddelde waterbalans klopt behoorlijk $339 + 344 = 683 \text{ m}^3$, gemiddeld gemeten OTB uitlaat = 581 m^3 . Wanneer er afzonderlijk naar de winter en zomerperiode wordt gekeken klopt deze balans minder goed. Infiltratie van water vanuit de Oude Tungalroyse beek naar de ondergrond kan hier een rol spelen. Er gaat meer water de Oude Tungalroyse beek in dan dat er uitgaat. Hierbij moet worden opgemerkt dat de gemeten afvoer in dit monitoringsprogramma systematisch hoger is dan de afvoer die Nyrstar meet.

Er is een goede regressie tussen de debieten van de VTB + OTB uitlaat en Tungalroyse beek, Zuid-Willemsvaart. De gemiddelde balans klopt goed $581 + 123 = 704 \text{ m}^3$, gemiddeld gemeten = 722 m^3 en de balans op seizoensbasis ook. Hieruit blijkt dat in droge periode het debiet van de Tungalroyse beek vanaf de Zuid-Willemsvaart voornamelijk bepaald wordt door het effluentwater vanuit de SRB sloot.

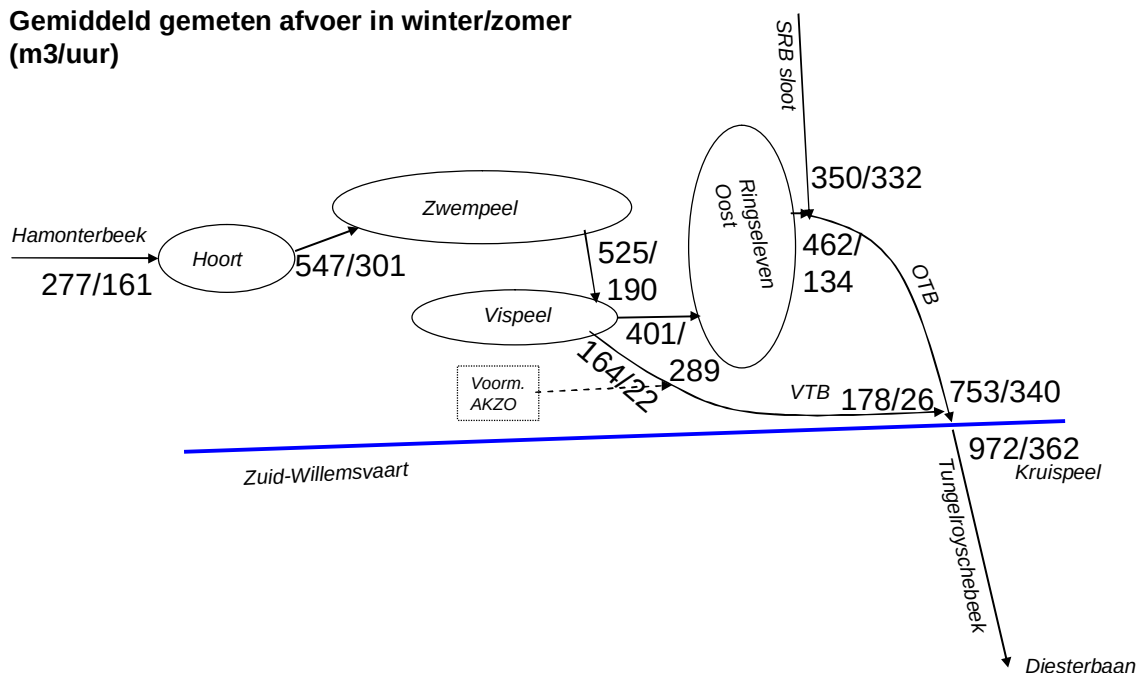
Bij het meetpunt Diesterbaan zijn slechts 9 waarnemingen beschikbaar. Drie van de negen waarnemingen zijn echter onbetrouwbaar. Bij de Diesterbaan zijn als gevolg van werkzaamheden foute waarden gemeten en is er ook niet op alle monsternamedagen het debiet gemeten. Door de werkzaamheden viel de stroming ter plaatse niet te meten of is deze hevig verstoord geweest.

Gemiddeld gemeten afvoer (m³/uur)

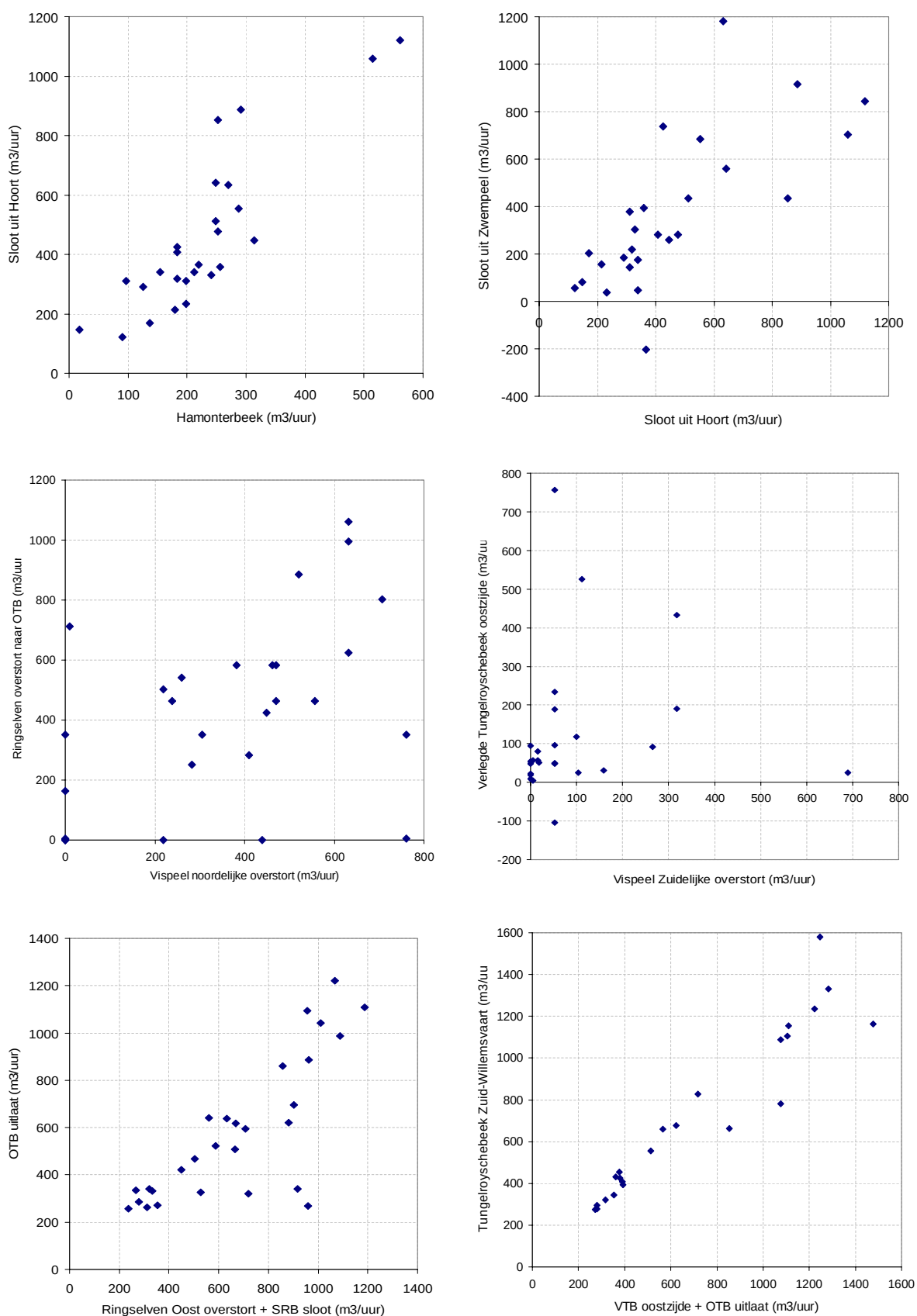


Figuur 2.5 Gemiddeldes van gemeten afvoeren (in m³/uur) in de periode februari 2010 tot september 2011

Gemiddeld gemeten afvoer in winter/zomer (m³/uur)



Figuur 2.6 Gemiddeldes van gemeten afvoeren (in m³/uur) in de winter en zomer in de periode februari 2010 tot september 2011



Figuur 2.7 Afvoer metingen op dagbasis

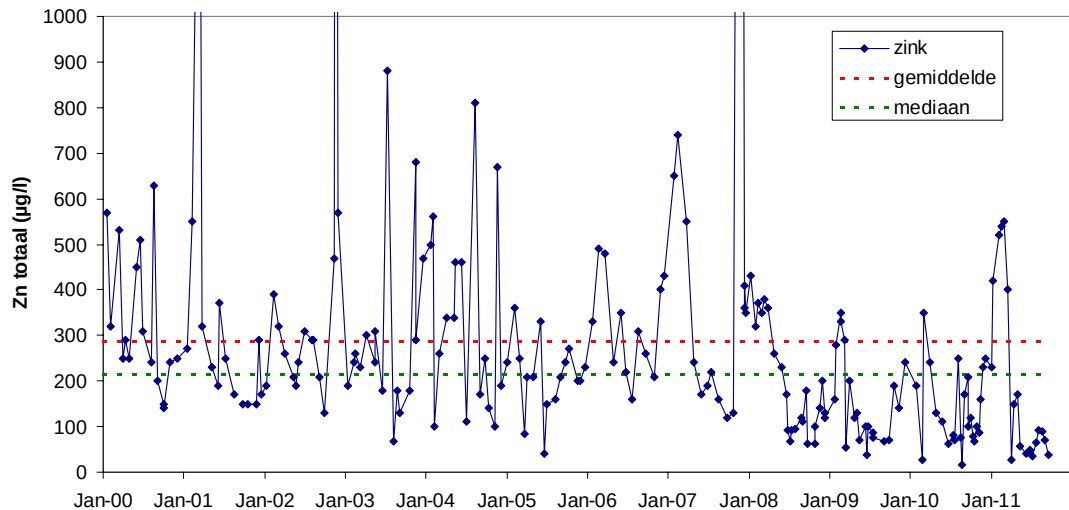
2.3 Oppervlaktewaterkwaliteit

Deze paragraaf beschrijft de resultaten van de oppervlaktewaterkwaliteit analyses in de Tungelroyse beek. Achtereenvolgens komen aan de orde:

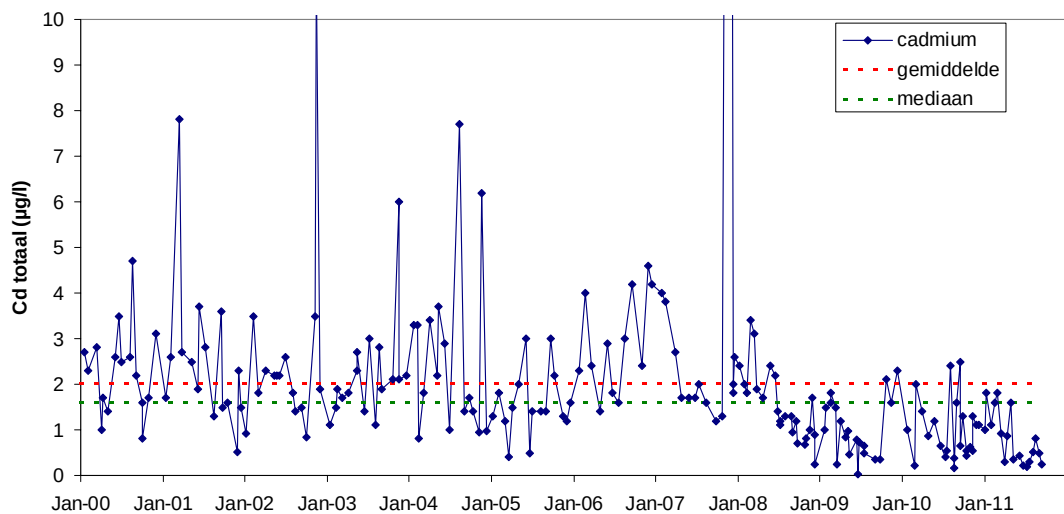
- Tijdreeksen van de cadmium- en zinkconcentraties in de Tungelroyse beek bij de duiker vanaf 2000 tot heden.
- Meetreeksen van de individuele meetlocaties uit het monitoringsprogramma Tungelroyse beek in 2010-2011 voor mangaan, cadmium en zink.
- Boxplots van alle gemeten stoffen uit het monitoringsprogramma Tungelroyse beek in 2010-2011 vanaf Hamonterbeek tot Diesterbaan.
- Schematisch overzicht gemiddelde concentratie mangaan, zink, zink na filtratie, cadmium, cadmium na filtratie in de periode 2010-2011.
- Schematisch overzicht gemiddelde vracht mangaan, zink, cadmium, in de periode 2010-2011.

2.3.1 Tijdreeksen cadmium- en zinkconcentratie bij duiker Zuid-Willemsvaart

Figuur 2.8 geeft de gemeten zinkconcentratie in de Tungelroyse beek vanaf 2000 tot eind 2011. In Figuur 2.9 is ditzelfde afgebeeld voor cadmium. In deze figuren is tevens de gemiddelde- en de mediaanconcentratie over de gehele meetperiode weergegeven. De extreem hoge waarneming in november 2007 is niet in de berekening van het gemiddelde meegenomen.



Figuur 2.8 Zinkconcentraties Tungelroyse beek bij duiker in de periode 2000-2011



Figuur 2.9 Cadmiuconcentraties Tungelroyse beek bij duiker in de periode 2000-2011

In Figuur 2.8 is te zien dat de hoogste concentraties vaak in de winter worden gemeten. Dit is een duidelijke aanwijzing dat de diffuse belasting van de beek vanuit de bodem en het grondwater de belangrijkste bron is van verontreiniging. In de winter zijn de grondwaterstanden hoog waardoor stoffen in de bovengrond gemakkelijk naar het oppervlaktewater kunnen uitspoelen. In de winter is de activiteit van micro-organismen die ijzer en mangaan kunnen neerslaan en hiermee cadmium en zink binden ook lager dan in de zomer. Opwerveling van slib onder natte omstandigheden kan daarnaast ook een oorzaak van hoge gemeten concentraties in de winter. Uit de verhouding tussen opgelost zink en totaal zink kan worden afgeleid dat de invloed hiervan beperkt is. Uit Figuur 2.10 blijkt dat bij winterpiek in januari 2011 de opgelost zinkconcentratie even groot is als de totaal zinkconcentratie. Uit deze meetreeks is een gemiddelde en een mediaanconcentratie berekend. Het gemiddelde is hoger dan de mediaan. Dit wordt verzaakt door de hoge pieken in gemeten concentraties. Vanaf begin 2008 is er de daling in gemeten concentraties te zien.

Dit geldt vooral voor de zinkconcentratie onder basisafvoer condities (vooral in zomerperiode). De winter van 2011 geeft behoorlijk hoge concentraties. Mogelijk heeft dit te maken met het smeltwater van een aanzienlijk sneeuwpak.

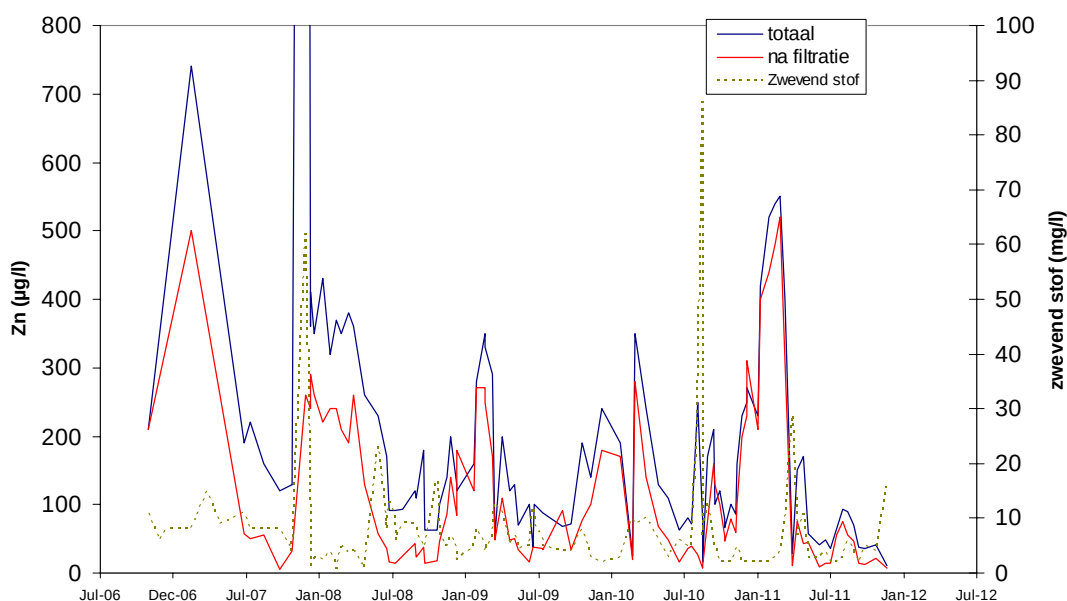
De gemiddelde zinkconcentratie in de periode van het monitoringsprogramma Tungelroyse beek (vanaf februari 2010) is 157 $\mu\text{g/l}$ en daarmee bijna 2 keer lager dan het gemiddelde in de periode 2000 – heden. De gemiddelde zomerconcentratie van zink in de periode van het monitoringsprogramma Tungelroyse beek is 96 $\mu\text{g/l}$.

In Figuur 2.9 valt op dat gedurende de periode van januari 2000 tot januari 2008 de cadmiumconcentratie vrij constant is. Vanaf januari 2008 is er een afname van de cadmiumconcentratie te zien. In de periode januari 2009 – heden is er geen trendmatige verandering in de cadmiumconcentraties.

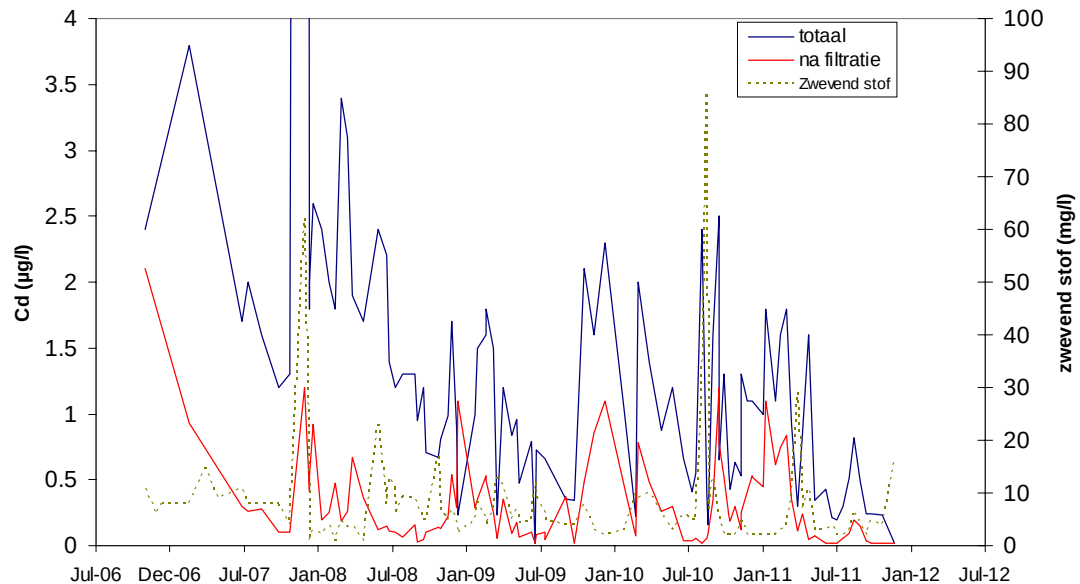
De gemiddelde cadmiumconcentratie in de periode van het monitoringsprogramma Tungelroyse beek (vanaf februari 2010) is 0,87 $\mu\text{g/l}$ en daarmee bijna 3 keer lager dan de gemiddelde concentratie in de periode 2000 – heden. De gemiddelde zomerconcentratie van cadmium in de periode van het monitoringsprogramma Tungelroyse beek is 0,79 $\mu\text{g/l}$.

Figuur 2.10 en Figuur 2.11 geven de gemeten totaal-concentratie en de concentratie na filtratie van respectievelijk zink en cadmium weer. Vanaf het najaar 2006 zijn beide gemeten. Uit deze meetreeks is een gemiddelde verhouding tussen de concentratie na filtratie en de totale concentratie berekend. Gemiddeld is deze verhouding 0,6 voor zink en 0,33 voor cadmium. Dit betekent dat 60% van het zink opgelost is in de waterfase en 40% is geadsorbeerd aan het zwevend stof. Cadmium is naar verhouding meer gebonden aan zwevend stof.

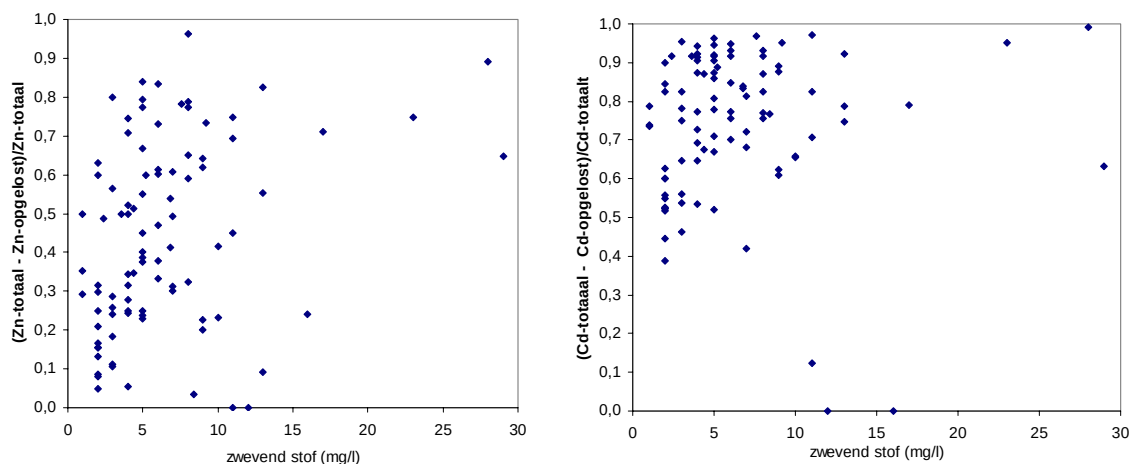
Vervolgens is het de vraag in hoeverre de ratio totaal versus opgelost afhankelijk is van de concentratie zwevend stof. In Figuur 2.12 is daarom de ratio uitgezet tegen de concentratie zwevend stof. Bij een ratio van 0 is de concentratie opgelost gelijk aan de totaalconcentratie, bij een ratio van 1 is de concentratie opgelost gelijk aan nul en is al het zink gebonden aan zwevend stof. Hoewel er een flinke spreiding in de data zit blijkt dat voor beide stoffen er een groter aan zwevend stof gebonden percentage is bij grotere hoeveelheden zwevend stof.



Figuur 2.10 Totaal zink, zink na filtratie en zwevend stof concentraties Tungelroyse beek bij duiker



Figuur 2.11 Totaal cadmium, cadmium na filtratie en zwevend stof concentraties Tungelroyse beek bij duiker



Figuur 2.12 ratio totaal minus opgelost versus totaal-concentratie uitgezet tegen de zwevend stof concentraties

2.3.2 Meetreeksen individuele meetlocaties monitoringsprogramma Tungelroyse beek

Figuur 2.13 geeft tijdreeksen van gemeten mangaanconcentraties in het onderzoeksgebied in stroomafwaartse richting. De hoogste mangaanconcentraties worden gemeten in de SRB-Sloot met een maximum van 16000 µg/l. De mangaanconcentraties in de SRB sloot variëren sterk. Van de 30 monsters uit de SRB sloot hebben er 7 een mangaanconcentratie groter dan 5000 µg/l. In de meetpunten stroomafwaarts van de SRB sloot wordt 7 keer een mangaanconcentratie groter dan 5000 µg/l gemeten. Dit wijkt af van de concentraties die Nyrstar zelf meet, deze blijven namelijk altijd onder de 5000 µg/l. Het valt niet uit te sluiten dat de extreem hoge mangaanconcentratie het gevolg is van fouten in het laboratorium. De data zelf geven hiervoor alleen echter geen directe aanwijzingen (bijvoorbeeld in foute verdunningen zouden concentratiemetingen ook in andere stoffen doorwegen). Een mogelijke foutenbron is dat dergelijke hoge mangaanconcentraties buiten de calibratielijn van de analyseapparatuur vallen waardoor er een grote onzekerheid op het absolute getal bestaat.

Een nader analyse van de ruwe meetdata van het laboratorium kan hier mogelijk inzicht in geven.

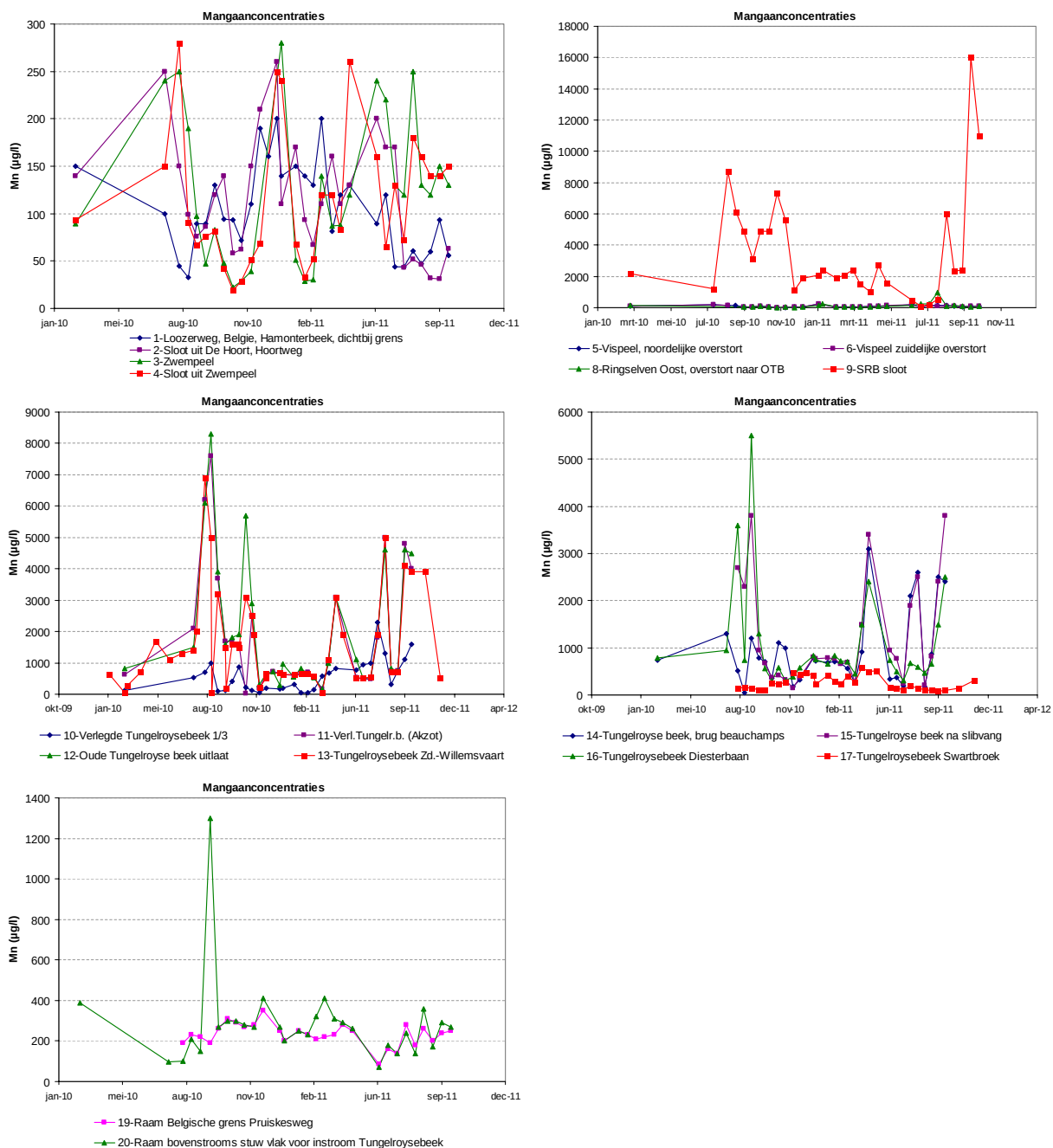
In de periode juni-juli 2011 is de mangaanconcentratie met waarden tot 540 µg/l opeens opvallend laag. De chloride- en sulfaatconcentraties zijn wel in lijn met de niveaus die op andere momenten worden gemeten. Het lijkt er dus niet op dat monsterverwisseling de oorzaak is van de lage gemeten mangaanconcentraties. Het is echter wel opvallend dat in deze periode het water in het Ringselven Oost bij de overstort naar de Oude Tengelroyse beek hoge sulfaat- chlorideconcentraties hebben, vergelijkbaar met het water uit de SRB sloot. De meting op 20-7-2011 heeft ook een mangaanconcentratie van 980 µg/l. Dit is voor deze locatie een opvallend hoge waarneming. Dit is een aanwijzing dat er wel monsters kunnen zijn verwisseld. Echter, geen van de locaties stroomafwaarts van de SRB sloot heeft in deze periode een lage chloride- of sulfaatconcentratie. Het is daarom niet bewezen dat er werkelijk sprake is van monsterverwisseling.

De mangaanconcentraties op de locaties stroomafwaarts van de SRB-sloot, vanaf de uitlaat van de Oude Tengelroyse beek (locatie 12) tot de Diesterbaan (locatie 16), volgen het patroon van de gemeten mangaanconcentraties in de SRB-sloot. Ook hier is er een groot verschil in gemeten concentraties. Op verschillende momenten, met name in de zomerperiode, is de mangaanconcentratie op deze locaties relatief hoog. In Figuur 2.14 is de mangaanconcentratie in de SRB-sloot uitgezet tegen de concentratie die op dezelfde dag op de verschillende locaties in de Tengelroyse beek stroomafwaarts van de SRB-sloot is gemeten. Door middel van lineaire regressie is het verband tussen de concentratie in de SRB sloot en de stroomafwaarts locaties bepaald. Hoewel er een behoorlijke spreiding in de data zit blijkt wel dat hoge concentraties in de SRB-sloot zich stroomafwaarts voortzetten. Gemiddeld gezien halveren de concentraties tussen de SRB-sloot en de uitlaat van de Oude Tengelroyse beek. Voor een belangrijk deel is dit menging met water uit het Ringselven Oost. De gemiddelde verhouding aan de bijdrage van het debiet van de Oude Tengelroyse beek tussen de SRB-sloot en het Ringselven Oost is ongeveer 1:1. Dit levert een verdunning tussen de SRB-sloot en de uitlaat van de Oude Tengelroyse beek van een factor 2. Op basis van deze gegevens lijkt er gemiddeld gezien in dit traject weinig neerslag van mangaanoxide te worden gevormd. Dit is ook niet het geval tussen de uitlaat van de Oude Tengelroyse beek (locatie 12) en de Tengelroyse beek bij de duiker (locatie 13). De afname van de lineaire regressielijn kan verklaard worden door menging met water uit de Verlegde Tengelroyse beek (VTB). Tussen locatie 13 en 14, 15 en 16 lijkt er wel een afname van de lineaire regressielijn die niet verklaard kan worden door menging. Dit is een aanwijzing dat neerslag van mangaanoxide vooral in de Kruispeel plaatsvindt.

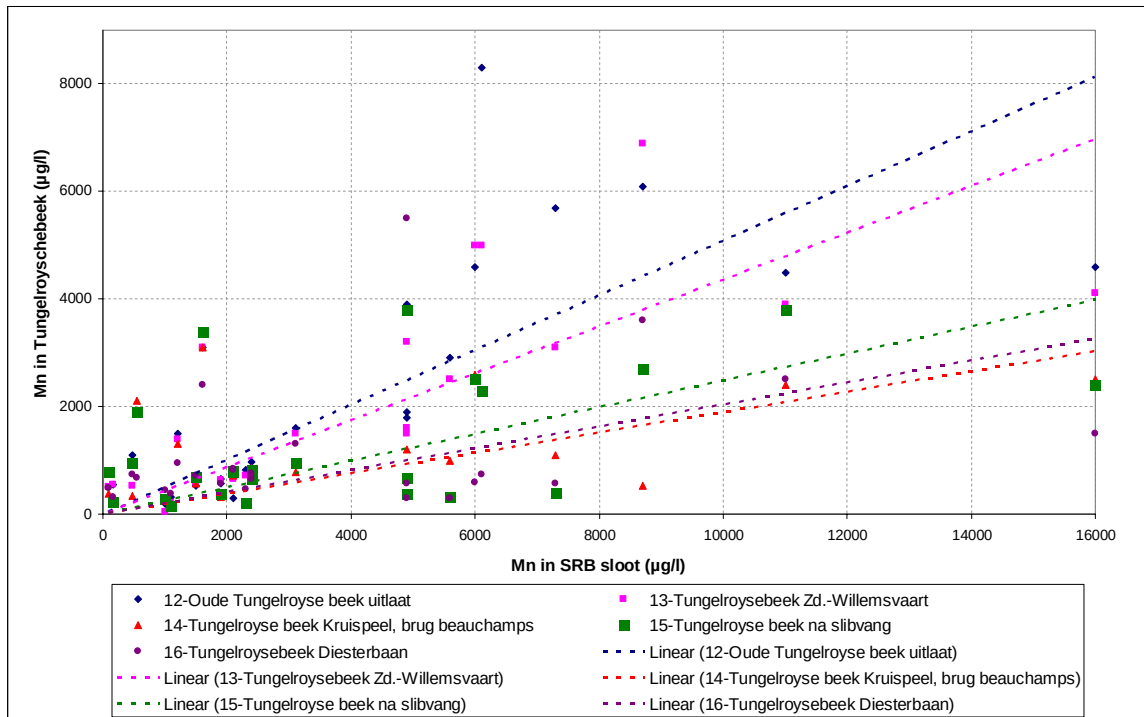
In de winterperiode (1 oktober – 31 maart) is de mangaanconcentraties op locatie 13 gemiddeld genomen 3 keer zo laag als in de SRB sloot. Dit is voor een belangrijk deel het gevolg van menging met water uit het Ringselven Oost. In de zomerperiode (1 april-30 september) is de mangaanconcentraties op locatie 13 gemiddeld genomen 2 keer zo laag als in de SRB sloot. Wel is er op 6 van de 16 monsternomenten in de zomerperiode een toename van de mangaanconcentraties tussen de SRB-sloot en de uitlaat van de Oude Tengelroyse beek. Dit zou een aanwijzing kunnen zijn voor remobilisatie van mangaan vanuit de waterbodem. Uit de waargenomen mangaanconcentratie blijkt niet direct dat neerslag van mangaanoxide vooral in de zomerperiode plaatsvindt.

Het concentratieverloop van mangaan op Locatie 11 (Verlegde Tengelroyse beek) is sterk vergelijkbaar met dat op locatie 12 (oude Tengelroyse beek uitlaat). De stroomsnelheden in de VTB zitten soms dicht bij nul en zijn soms zelfs (licht) negatief. De Oude Tengelroyse beek beïnvloedt daardoor het uiteinde van de VTB. Het kruispunt van beide beken is een soort mengzone met uitwaaiing naar meetpunt 11.

In alle meetpunten stroomopwaarts van de SRB-sloot is de mangaanconcentratie laag, maximaal circa 250 µg/l.



Figuur 2.13 Mangaanconcentraties Tugelroyse beek



Figuur 2.14 Manganconcentratie in SRB sloot tegen de concentratie in de Tugelroyse beek

Figuur 2.15 geeft tijdreeksen van gemeten zinkconcentraties in het onderzoeksgebied in stroomafwaartse richting. De hoge zinkconcentraties in Verlegde Tugelroyse beek 1/3 (locatie 10) tot meer dan 3000 µg/l springen het meest in het oog. Stroomafwaarts worden zulke hoge concentraties niet meer aangetroffen. Het debiet van de VTB is op dat moment te laag om een duidelijk effect te hebben op de zinkconcentratie in de Tugelroyse beek.

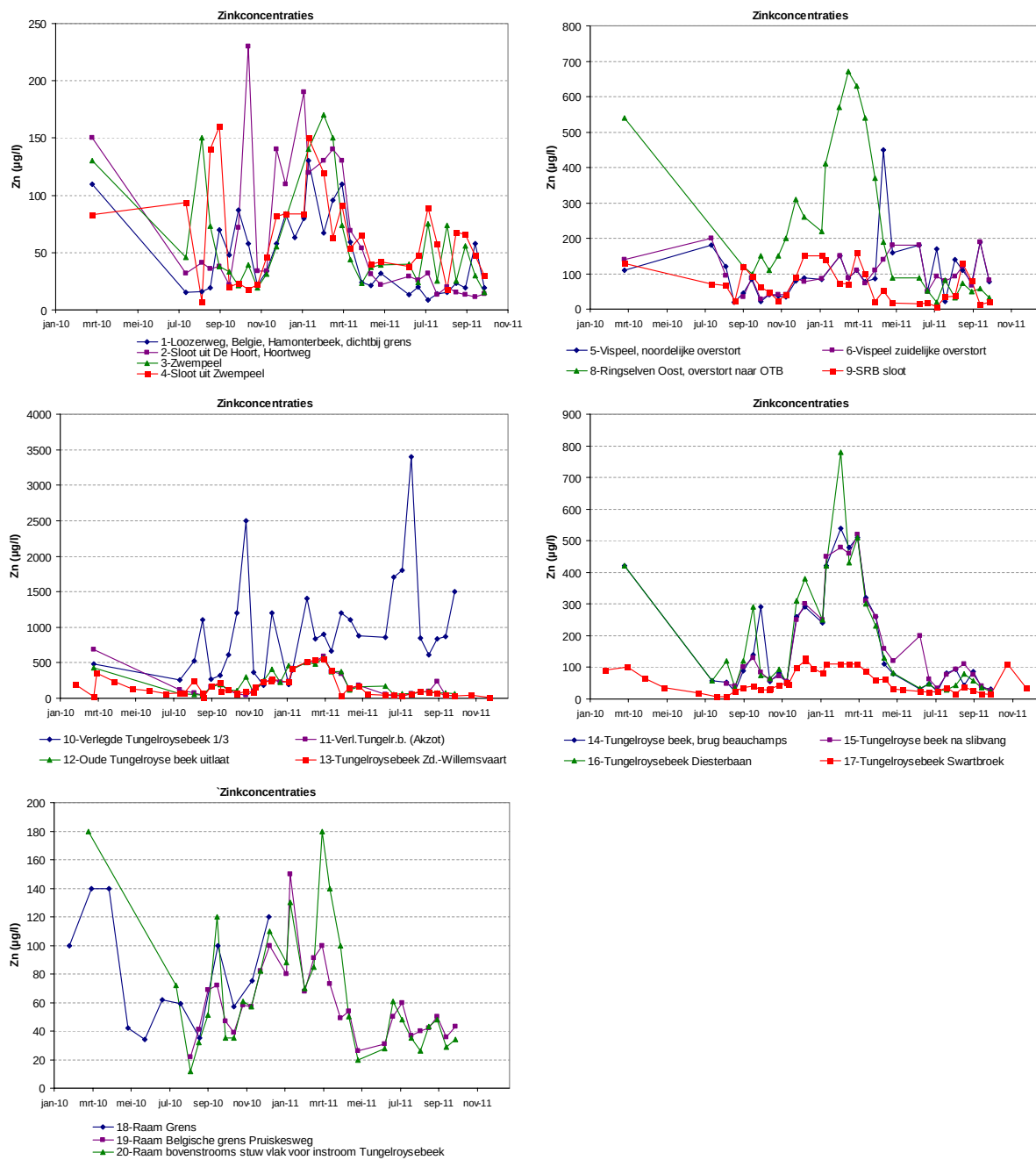
In de zomer loopt de Tugelroyse beek voornamelijk op effluentwater van de SRB zuivering. Deze heeft lage zinkconcentraties. De concentraties in de Tugelroyse beek stroomafwaarts van de SRB zuivering zijn daardoor in de zomerperiode eveneens laag. Het verloop van de zinkconcentraties in locaties 13 tot en met 16 (de Tugelroyse beek vanaf de duiker tot aan Diesterbaan) is sterk vergelijkbaar met dat van locaties 12 (Oude Tugelroyse beek uitlaat) en locatie 8 (Ringselven Oost, overstort naar OTB). In Figuur 2.16 is de zinkconcentratie op locatie 8 uitgezet tegen de zinkconcentratie op de stroomafwaarts gelegen locaties. Er is sprake van een lineair verband waaruit kan worden geconcludeerd dat het Ringselven Oost bepalend is voor de verhoogde zinkconcentratie in de Tugelroyse beek tot de Diesterbaan. Op momenten in de winterperiode dat de zinkconcentraties in de Tugelroyse beek hoog zijn kunnen deze terug worden getraceerd tot locatie 8 (Ringselven Oost, overstort naar OTB). Met andere woorden, de serie hoge concentraties die in de periode oktober 2010 - april 2011 op locatie 8 is gemeten, wordt tot de Diesterbaan slechts iets verdund teruggevonden. Het opvallende hieraan is dat er in deze periode ook een grote bijmenging van water uit de SRB sloot is, met lagere zinkconcentraties. Wanneer het Ringselven Oost de enige bron van zink is, dan zou de verdunning groter moeten zijn. Het Ringselven Oost is dus niet de enige bron van zink. De andere bronnen zijn het beektraject van de OTB en de VTB.

Verder valt op dat:

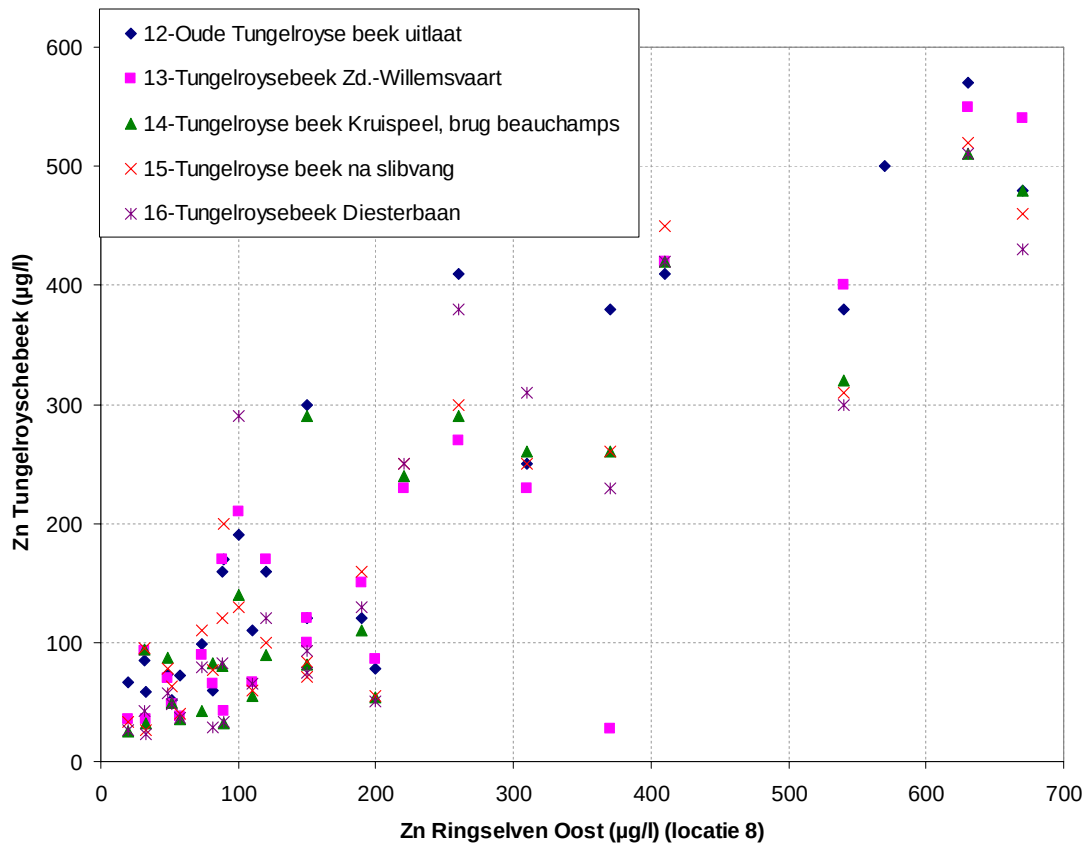
- Zinkconcentraties in locatie 11 (Verlegde Tugelroyse beek) sterk lijken op die van locatie 12 (Oude Tugelroyse beek uitlaat).
- Stroomopwaarts van locatie 8 (Ringselven Oost, overstort naar OTB) zijn de zinkconcentraties over het algemeen laag. Wel is er één (extreem) hoge waarneming

van 4700 µg/l op de locaties 7 (inlaat koelwater, uiteinde sloot, havenweg) (niet in grafiek) en één vrij hoge waarneming van 450 µg/l op locatie 5 (Vispeel, noordelijke overstort).

- Locatie 17 (Tungelroyse beek Swartbroek) heeft lage zinkconcentraties.
- De Raam heeft lage zinkconcentraties, vergelijkbaar met de concentraties stroomopwaarts van de Vispeel.
- Voor vrijwel alle locaties is er sprake van een seizoenseffect en is de zinkconcentratie in de zomer lager dan in de winter. Dit is een normaal patroon voor zinkconcentraties in 'vrij' afwaterende waterlopen waarbij diffuse verontreiniging de belangrijkste bron zijn. Deze diffuse vracht zal namelijk vooral in de bovengrond, het bovenste grondwater en de waterbodem aanwezig zijn. Bij hoge afvoeren onder natte omstandigheden is de flux vanuit de landbodem naar het oppervlaktewater het grootst. Hierbij kan opwerveling van de waterbodem plaatsvinden waardoor de concentraties in het oppervlaktewater toenemen. Uit de verhouding tussen opgelost en totaal zink lijkt het effect van opwerveling van slib onder natte omstandigheden mee te vallen. Het seizoenseffect wordt ook veroorzaakt doordat de relatieve bijdrage van het water uit de SRB-zuivering in de zomer groter is dan in de winter. Dit water heeft een lage zinkconcentratie.



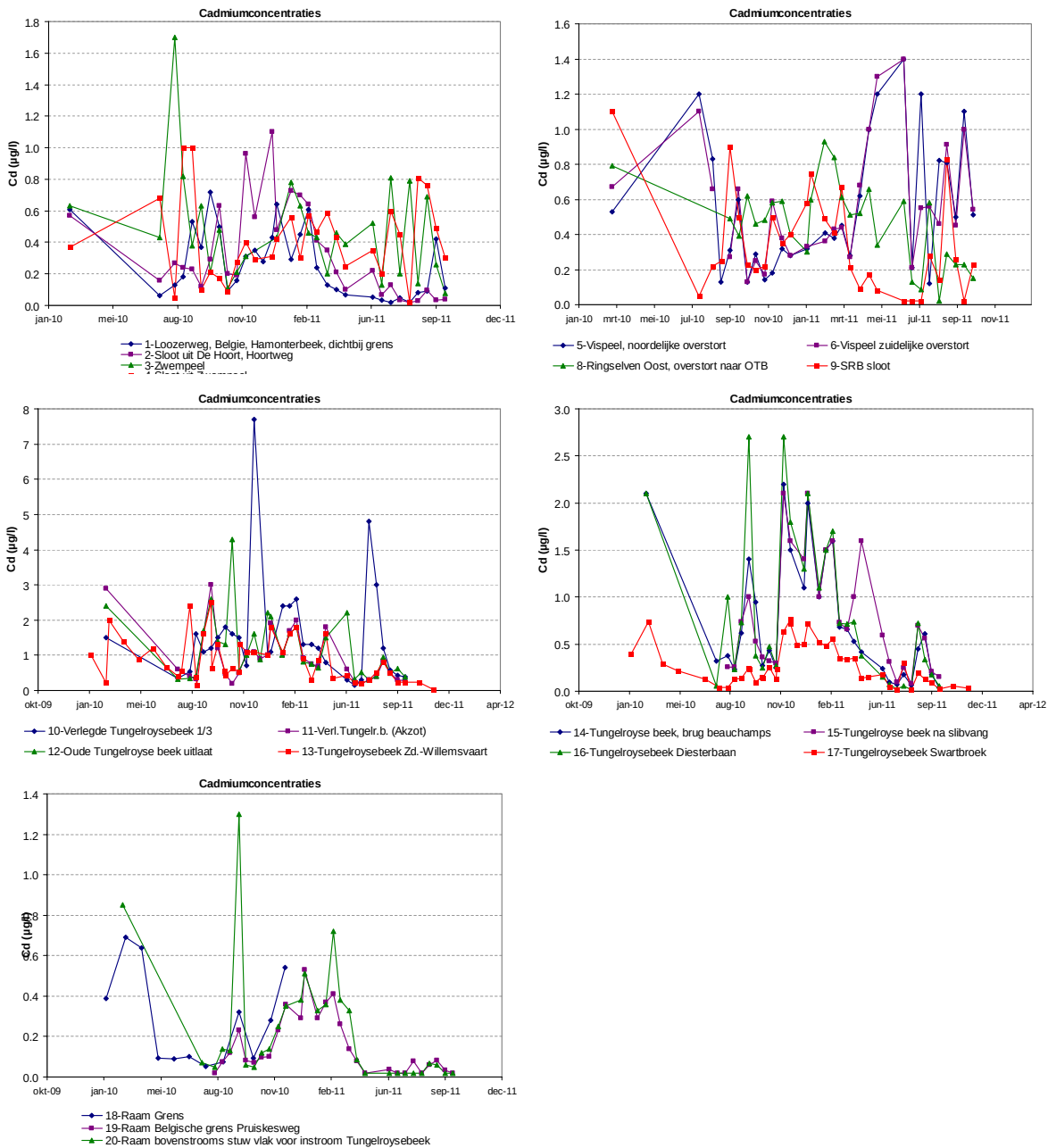
Figuur 2.15 Zinkconcentraties Tugelroyse beek



Figuur 2.16 Zinkconcentratie in Ringselven Oost, overstort naar OTB tegen concentratie in Tengelroyse beek

Figuur 2.17 geeft tijdreeksen van gemeten cadmiumconcentraties in het onderzoeksgebied in stroomafwaartse richting. Net zoals voor zink blijkt dat de Verlegde Tengelroyse beek 1/3 (locatie 10) de hoogste cadmiumconcentratie heeft met een maximum van 7,5 µg/l. De cadmiumconcentraties in de VTB zijn minder extreem hoog dan de zinkconcentraties. Verder valt op dat:

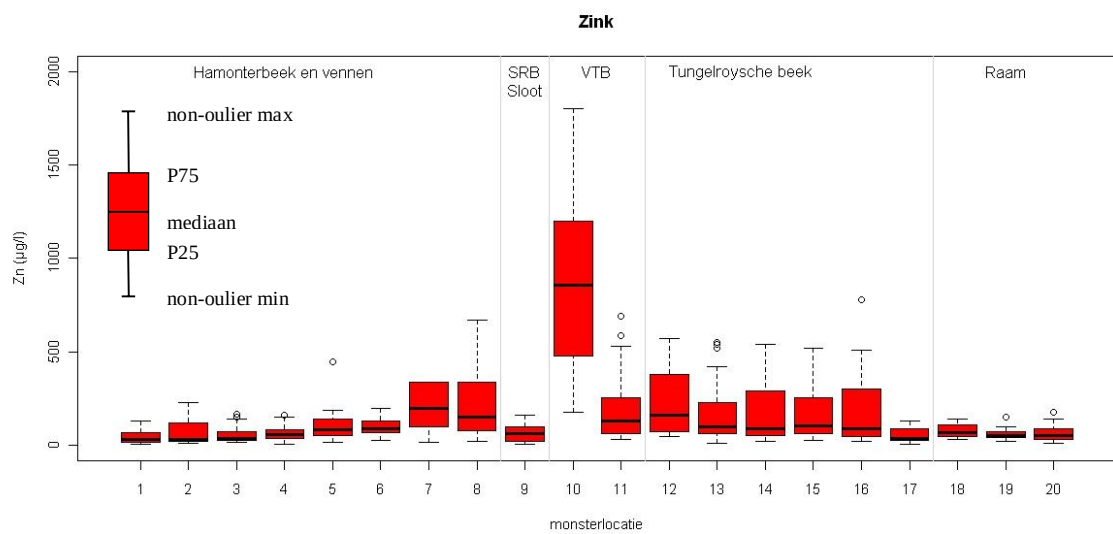
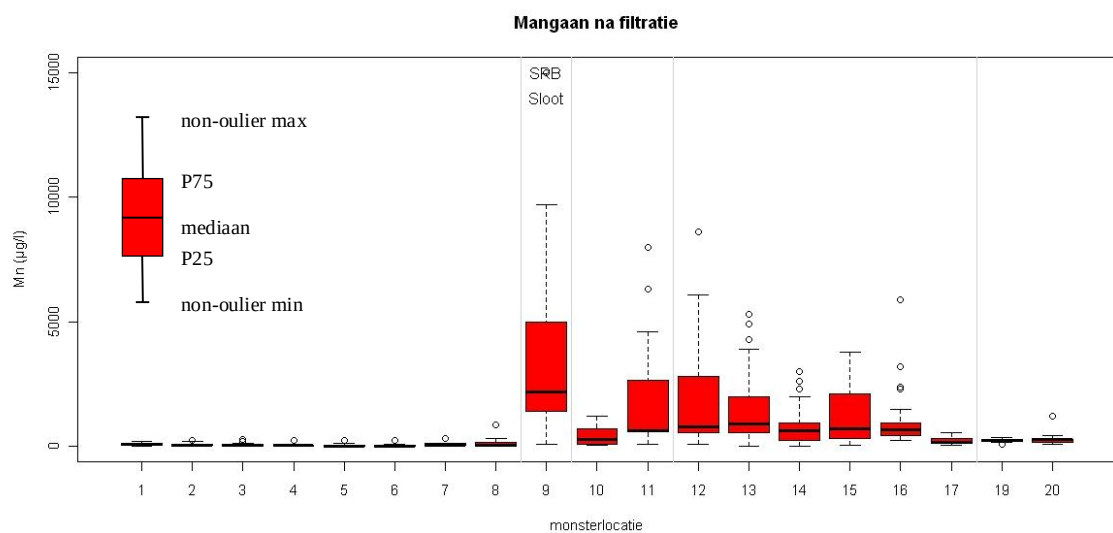
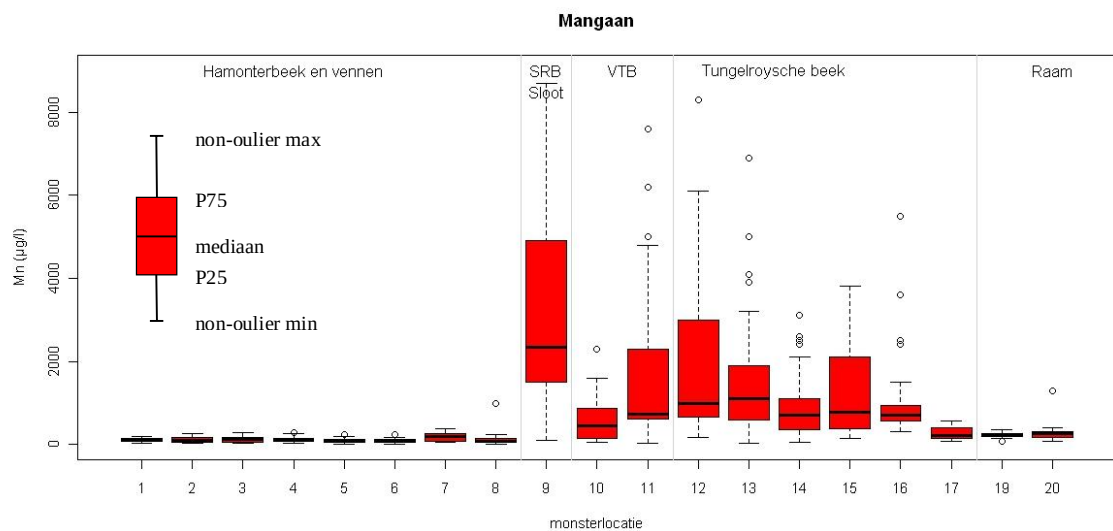
- De cadmiumconcentraties op locatie 11 en 12 vergelijkbaar zijn.
- Locatie 8 (Ringselven Oost, overstort naar OTB) heeft relatief een lagere cadmium- dan zinkconcentratie. Tussen locatie 5 en 8 is er wel een toename van de zinkconcentratie maar niet van de cadmiumconcentratie. De opgeloste cadmiumconcentratie neemt wel toe. Het Ringselven Oost lijkt daarmee wel een bron te zijn van zink en in mindere mate een bron van cadmium.
- Een extreem hoge cadmiumconcentratie van 23 µg/l is aangetroffen op 24 februari 2010 in locatie 7 (niet in grafiek). Op hetzelfde moment is ook een zeer hoge zinkconcentratie gemeten.
- Cadmiumconcentraties in Tengelroyse beek vanaf locatie 12 t/m locatie 16 (Diesterbaan) zijn tamelijk goed vergelijkbaar.
- Raam heeft lagere cadmiumconcentraties, vergelijkbaar met de concentraties stroomopwaarts van de Vispeel. Ook hier is een seizoenspatroon zichtbaar. Het water uit de Raam zal dus niet tot verhoging van de cadmiumconcentraties in de Tengelroyse beek leiden. Omdat het debiet van de Raam niet bekend is valt over de cadmiumvracht vanuit de Raam weinig te zeggen.
- De locatie Tengelroyse beek Swartbroek heeft lagere cadmiumconcentraties dan Tengelroyse beek Diesterbaan.



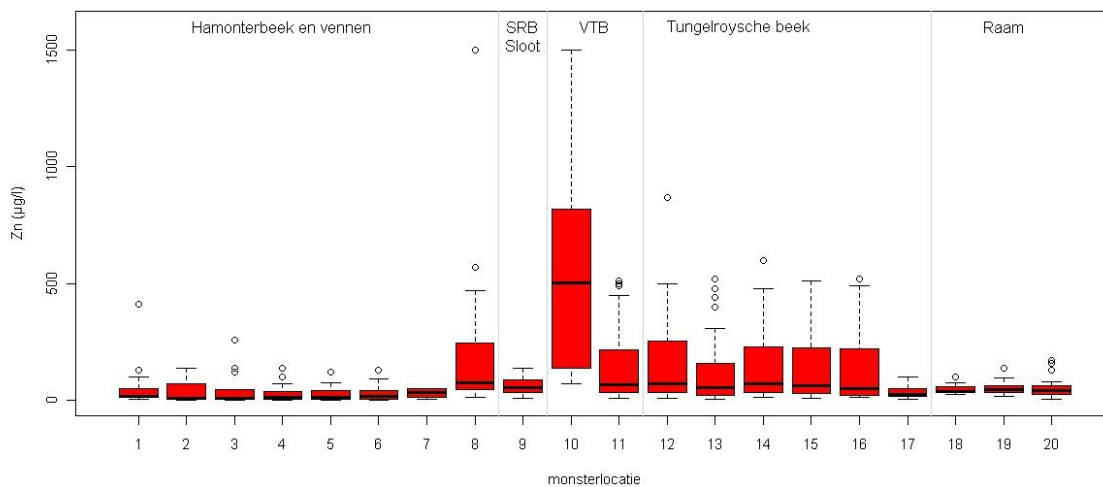
Figuur 2.17 Cadmiumconcentraties Tengelroyse beek

2.3.3 Boxplots stoffen vanaf Hamonterbeek tot Diesterbaan

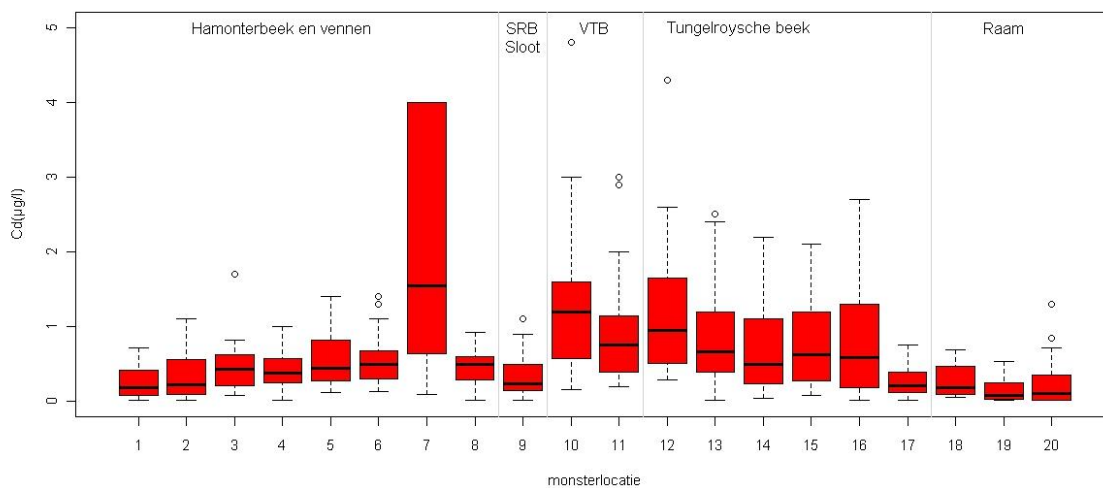
In deze paragraaf zijn boxplots weergegeven van de concentraties van meerdere gemeten stoffen in het oppervlaktewater op de monsterlocaties vanaf de Hamonterbeek tot Tengelroyse beek Swartbroek (zie Tabel 2.1). Een boxplot geeft het minimum, 25-percentiel, mediaan, 75-percentiel, het maximum en de uitschieters van een serie gemeten concentraties.



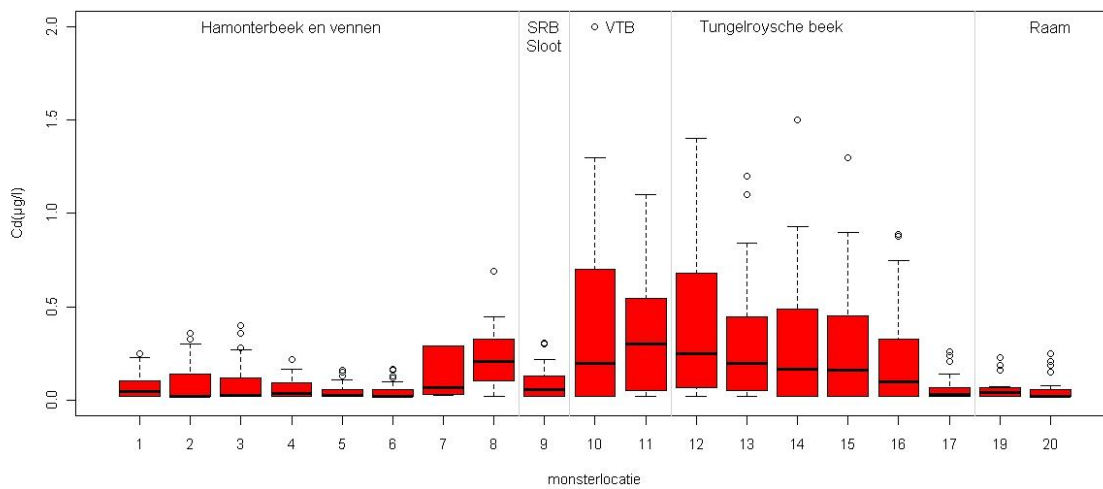
Zink na filtratie

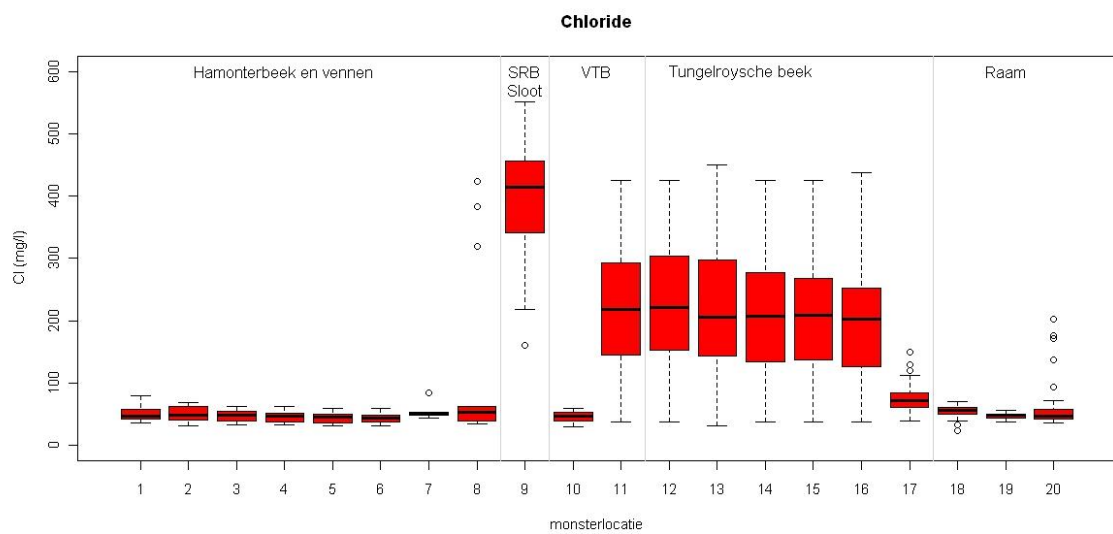
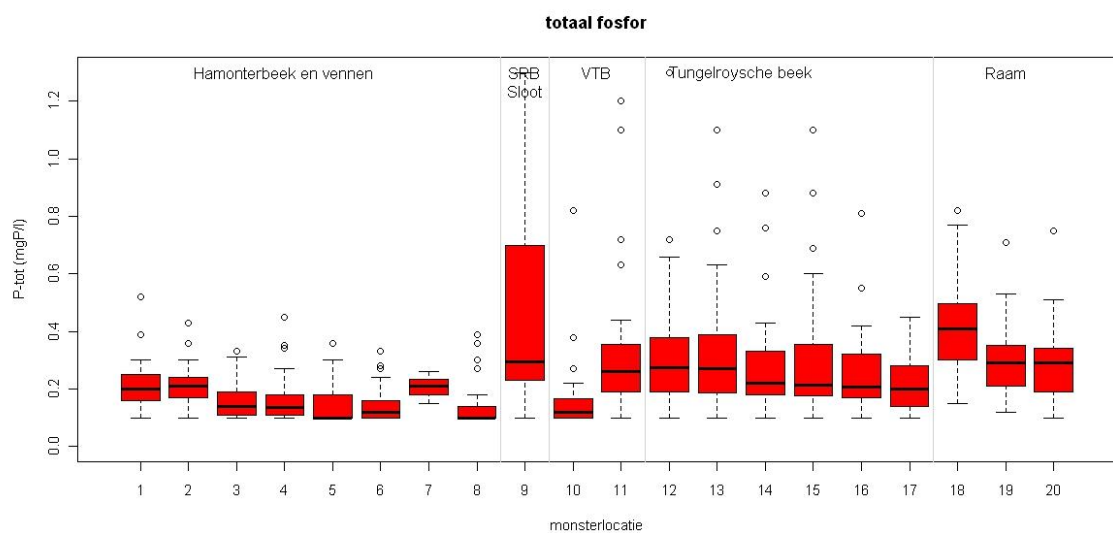
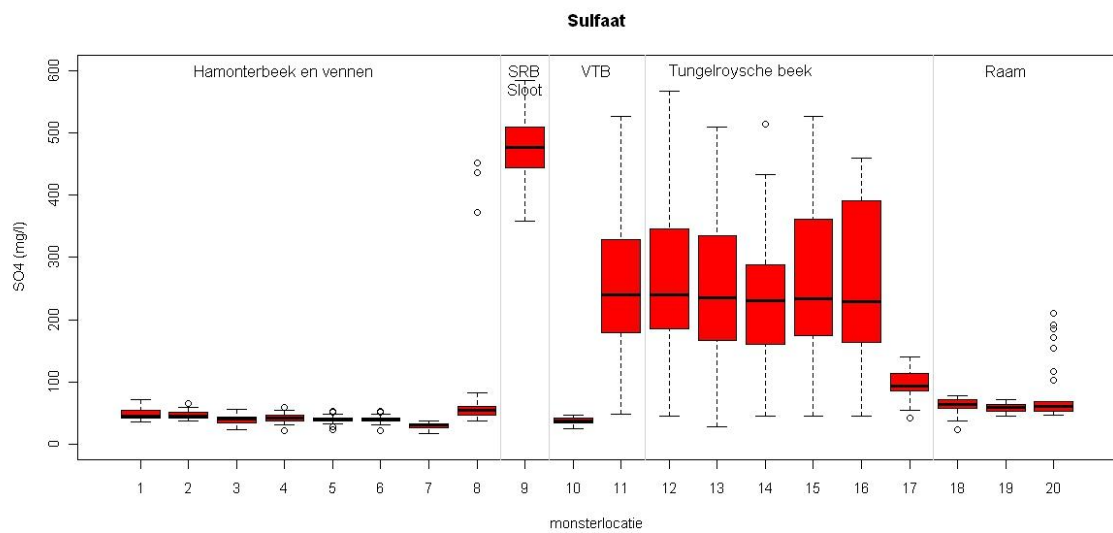


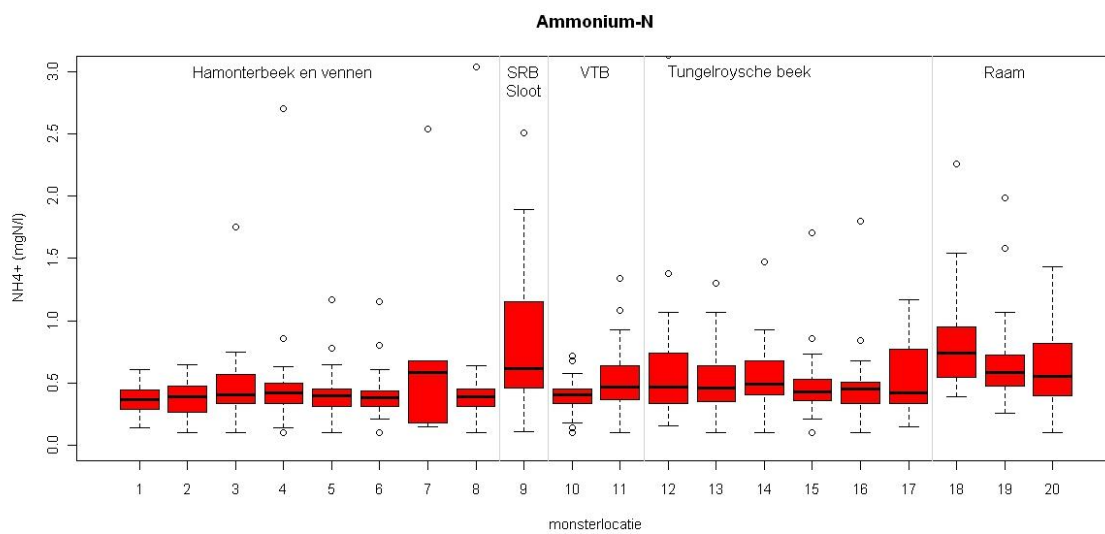
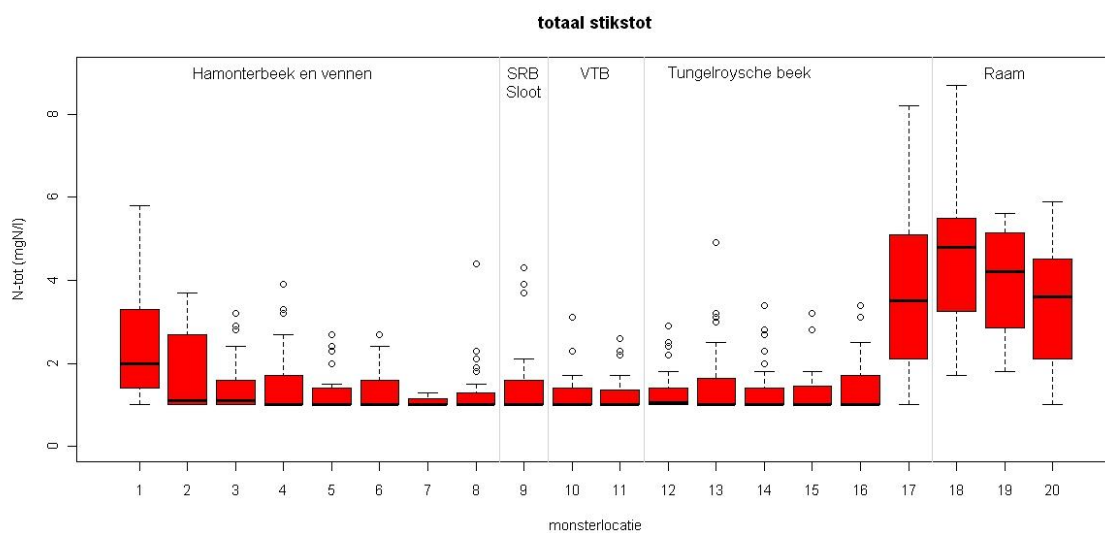
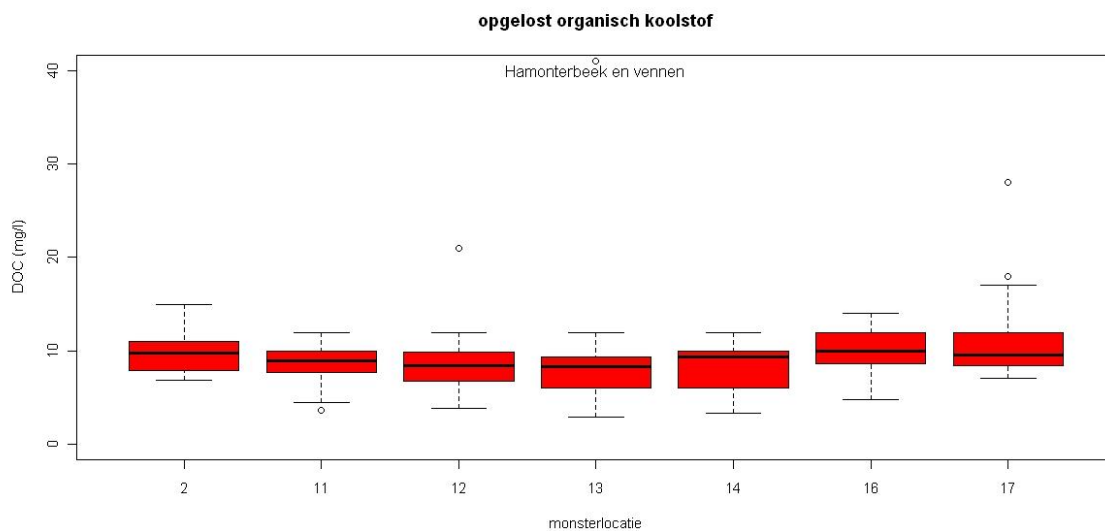
Cadmium

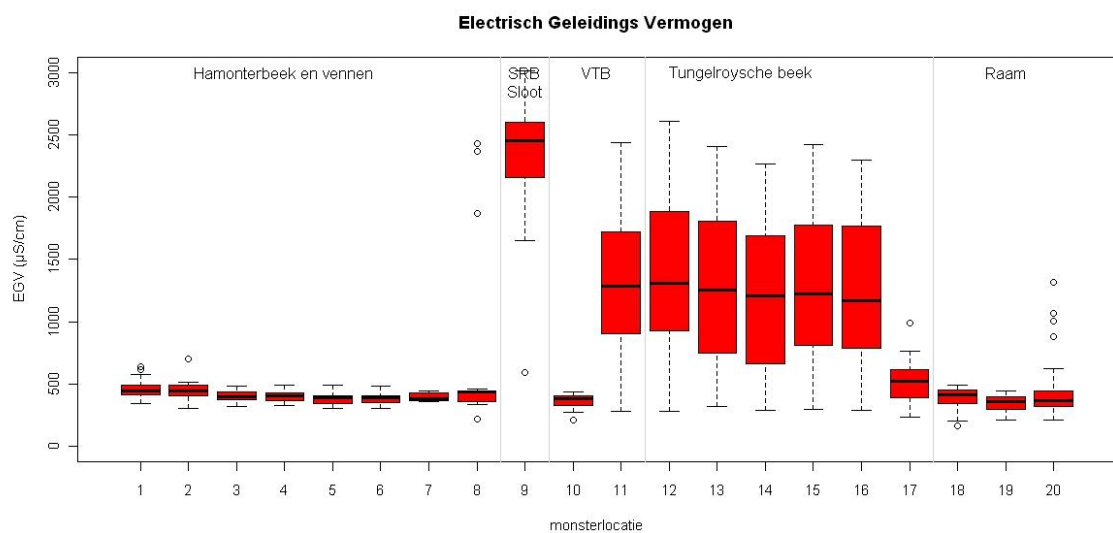
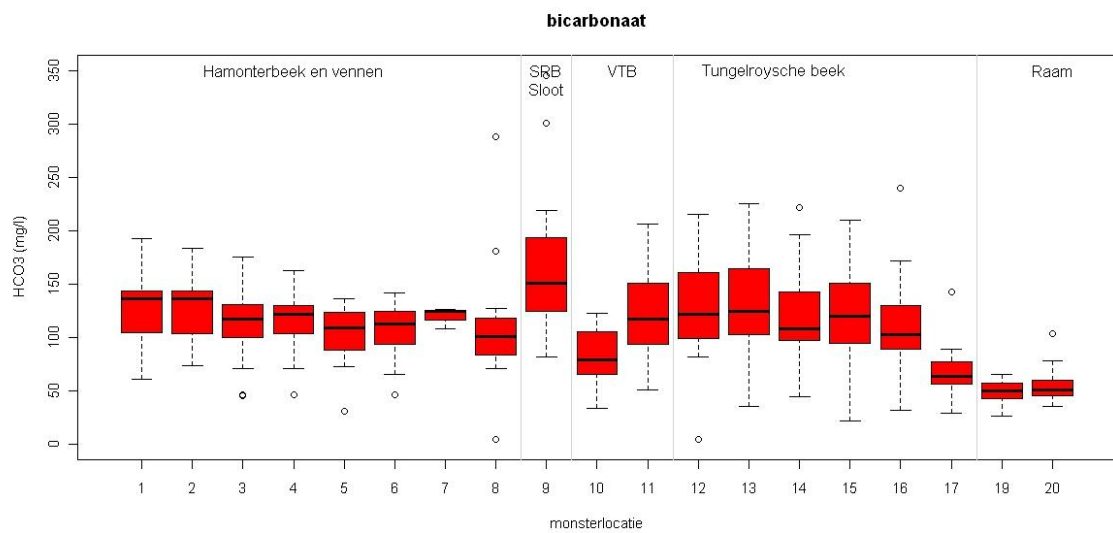


Cadmium na filtratie

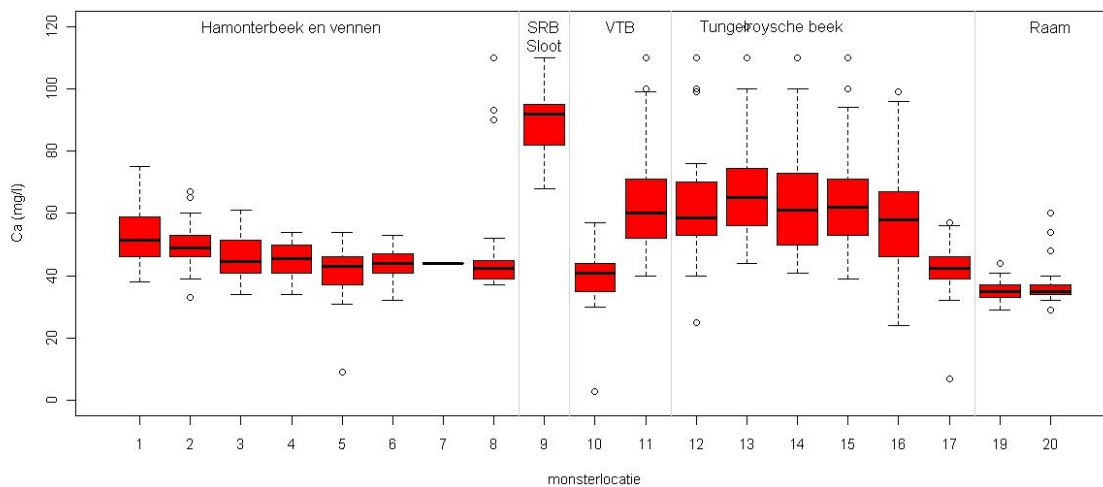




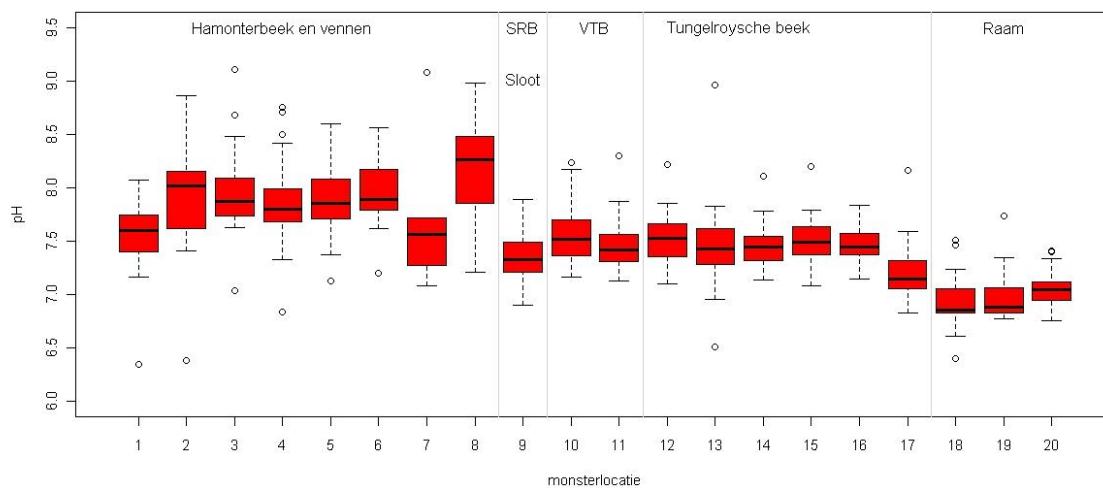




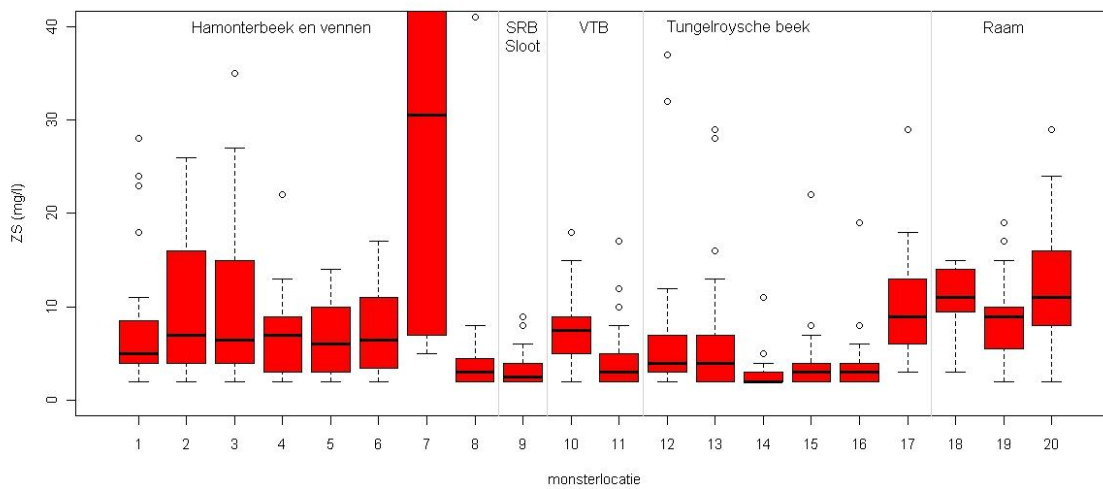
Calcium na filtratie,

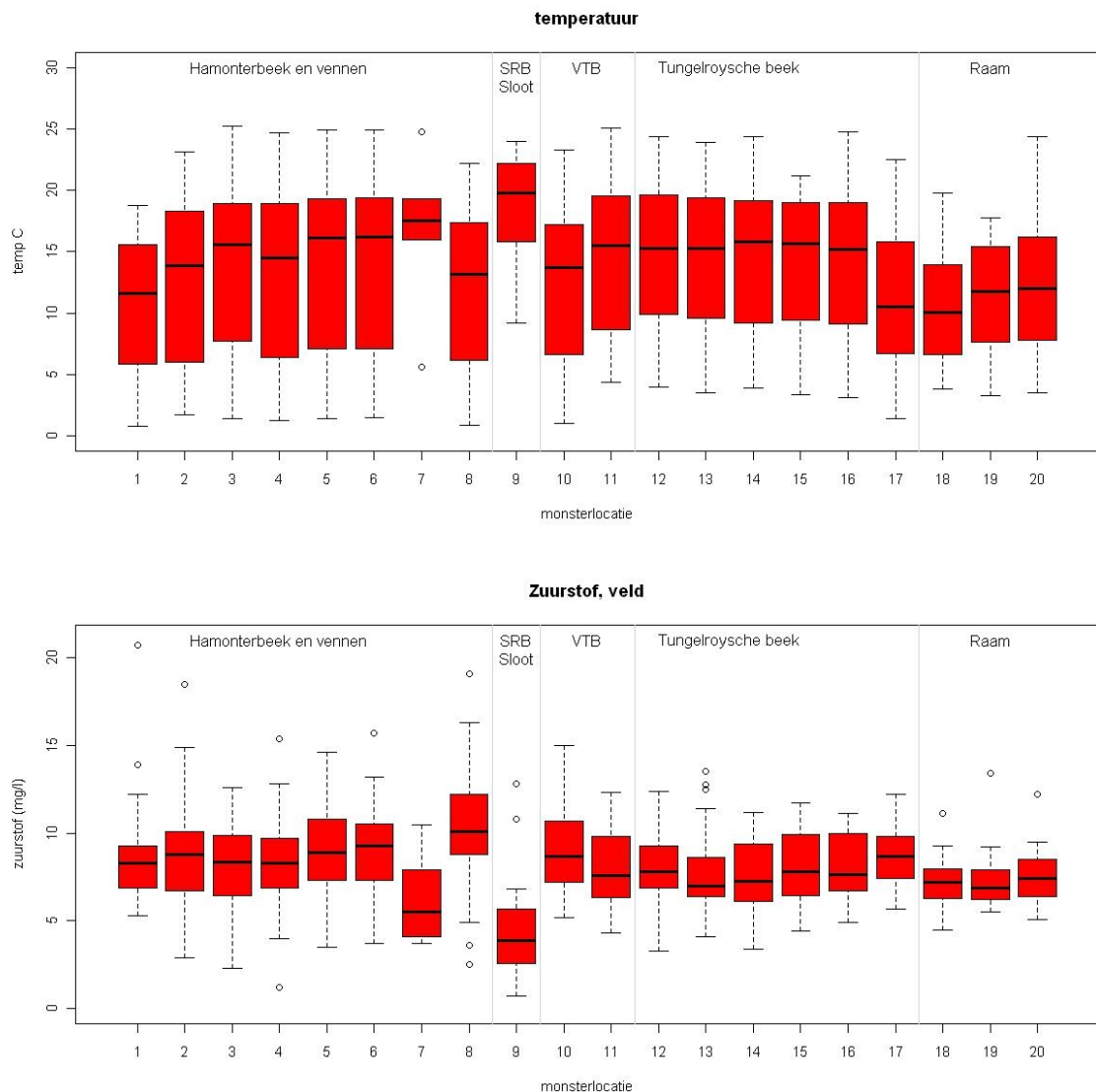


Zuurgraad veld,



Zwevend stof,





Figuur 2.18 Boxplots van de gemeten concentraties en parameters op de 20 locaties van het monitoringsprogramma Tungelroyse beek in de periode februari 2010 september 2011

Uit de boxplots blijkt dat:

- De effluentlozing van Nyrstar (in elk geval in het traject tot de instroom van de Raam) een belangrijke bron is voor ammonium, mangaan, sulfaat, chloride, fosfor, calcium en bicarbonaat in de Tungelroyse beek. Als de jaargemiddelde concentraties in de overstort van het Ringselven worden vergeleken met die in de uitlaat van de Oude Tungelroyse Beek, kunnen effecten als volgt worden ingedeeld:
 - relatief sterke toename (globaal 100 %, Mn is hoger): chloride, mangaan, sulfaat en totaal P
 - bepaalde toename (maximaal circa 30 %): ammonium-N, calcium, bicarbonaat
 - geen verandering: totaal-N
 - afname: pH (ondanks toename calcium en bicarbonaat)
- De effluentlozing van Nyrstar heeft invloed op de temperatuur van de Tungelroyse beek. De temperatuur van de SRB sloot is het hoogst. Dit heeft invloed op de minimum en de P25 temperatuur van locatie 11 tot en met 16. De mediaan en P75 temperatuur van de vennen stroomopwaarts van de SRB sloot (locatie 2 t/m 8) zijn niet anders dan

van de locaties stroomafwaarts van de SRB sloot. Het SRB effluentwater heeft dus vooral effect op de wintertemperatuur van de beek. De stromende Hamonterbeek (locatie 1) en de Raam (locatie 18 t/m 20) hebben iets lagere temperaturen dan de Tungalroyse beek en de vennen.

- De effluentlozing van Nyrtar heeft nauwelijks invloed op de zuurstofconcentratie in de Tungalroyse beek. Uit de boxplots blijkt wel dat de zuurstofconcentratie van de SRB sloot het laagst is. Deze is daarna weer snel op niveau. In het uitstroompunt van de Oude Tungalroyse beek (locatie 12) is de zuurstofconcentratie niet lager dan in de stroomopwaarts gelegen monsterlocaties.
- De Verlegde Tungalroyse beek (locatie 10) bevat zeer hoge concentraties zink en in iets minder mate ook cadmium. De concentraties van de andere gemeten stoffen en de geleidbaarheid zijn echter opvallend laag.
- Het Ringselven Oost (locatie 8) lijkt een bron van zink te zijn. De zinkconcentratie is hier hoog, in vergelijking met de stroomopwaarts gelegen monsterlocaties.
- De cadmiumconcentraties in de Oude Tungalroyse beek (locatie 12) zijn verhoogd. Blijkbaar is het traject Oude Tungalroyse beek vanaf Ringselven Oost tot duiker een bron van cadmium in de Tungalroyse beek stroomafwaarts van de duiker.
- Raam heeft hogere nutriëntenconcentraties (stikstof en fosfor) dan Tungalroyse beek, fosforbelasting vanuit SRB sloot is terug te zien in Tungalroyse beek.
- Mangaanconcentraties in het traject SRB sloot – Diesterbaan nemen af, met name vanaf de duiker (meer dan dat op basis van menging is te verklaren). De mate van afname is wel variabel in de tijd.
- De pH is in het gehele stroomgebied relatief hoog. De Hamonterbeek (locatie 1) heeft een mediaan pH net boven de 7,5. De spreiding in gemeten pH waardes is ook relatief klein. De pH van de Raam is met waardes rond de 7 wat lager. Deze waardes zijn waarschijnlijk natuurlijk. De Run is bijvoorbeeld een beek ten westen van de Dommel zonder inlaatwater en lozingen en liggend in een gebied met zure bodems. Het oppervlaktewater in deze beek heeft in de periode 2000-2005 een mediaan pH van 6,8.
- De sulfaatconcentratie in de Tungalroyse beek is met een concentratie rond de 250 mg/l hoog. De ecologische MTR voor oppervlaktewater is 100 mg/l (Brand, et. al, 2008). Toxische effecten van sulfaat worden vooral veroorzaakt door de verhoogde saliniteit, en meer specifiek door de verhoogde geleidbaarheid en de osmotische druk. Secundaire effecten door reductie van sulfaat met organisch materiaal zijn potentieel schadelijk, bijvoorbeeld door sulfide vorming. Voor de Tungalroyse beek is dit waarschijnlijk minder van belang. Dit speelt vooral in veengebieden. Ook in het meetpunt Swartbroek (locatie 17) is het effect van de effluentlozing nog terug te zien.

2.3.4 Schematisch overzicht concentraties en vrachten

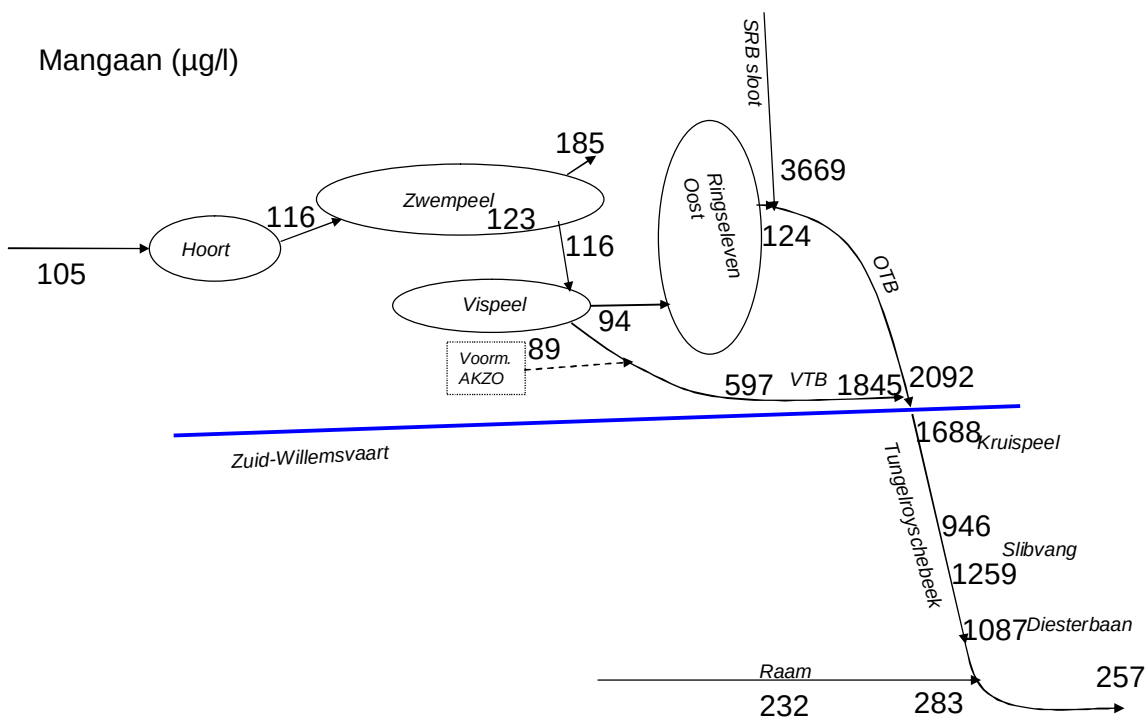
Deze paragraaf geeft een schematisch overzicht van de gemiddelde gemeten concentraties en vrachten. Voor berekening van de vrachten is gebruik gemaakt van de handmatige afvoermetingen die ten tijde van de monsternamen zijn uitgevoerd (zie paragraaf 2.2). Deze metingen zijn niet op alle monsterlocaties gedaan. Verder moet bedacht worden dat de berekende vrachten op de locatie Diesterbaan zeer onzeker zijn. De vracht vanuit de Verlegde Tungalroyse beek zijn berekend uit de debietmetingen op locatie 11 en de concentratiemetingen op locatie 10. De concentratiemetingen op locatie 11 worden namelijk sterk beïnvloed door de Oude Tungalroyse beek. De vrachten zijn met twee methoden berekend:

- 1 Op meetmomenten waar zowel een concentratiemeting als een afvoermeting beschikbaar is, is het product van beide berekend. Vervolgens is het gemiddelde van deze producten genomen. Op niet alle momenten dat er bemonstering voor

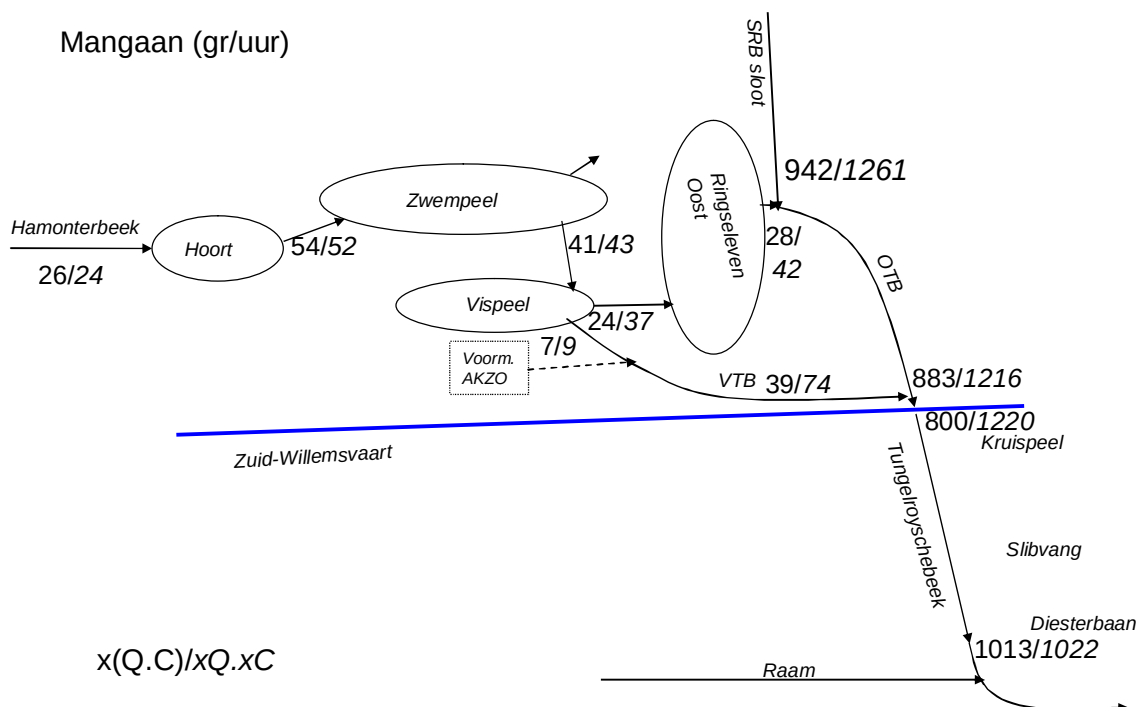
- waterkwaliteit is uitgevoerd is ook een afvoermeting beschikbaar. Deze metingen doen dan dus niet mee in de analyse
- 2 Van alle gemeten concentraties en afvoeren is het gemiddelde berekend. Vervolgens is het product van de gemiddelde concentratie maal de gemiddelde afvoer berekend. Alle concentratie- en afvoermetingen doen dus mee in de analyse.

Figuur 2.19 geeft de gemiddelde mangaanconcentratie, en Figuur 2.20 de gemiddelde mangaanvracht. De SRB sloot heeft met 3669 $\mu\text{g/l}$ duidelijk de hoogste mangaanconcentratie. Vanaf de SRB sloot tot de Diesterbaan neemt de mangaanconcentratie af. Stroomopwaarts van de SRB sloot zijn de mangaanconcentraties laag.

In vergelijking met de concentraties neemt de gemiddelde mangaanvracht vanaf de SRB sloot tot de Diesterbaan maar weinig af. Hierbij moet wel bedacht worden dat de vracht op de locatie Diesterbaan zeer onzeker is (zie ook paragraaf 2.2). Ook in het traject tot de Kruispeel neemt de mangaanvracht weinig af. Dit komt overeen met de waarneming dat de zwarte aanslag (= vrachtverwijdering) vooral in de Kruispeel wordt aangetroffen. De gemiddelde mangaanconcentratie neemt in het traject tot de Kruispeel wel af.



Figuur 2.19 Gemiddelde mangaanconcentratie ($\mu\text{g/l}$) in de Tungelroyse beek



Figuur 2.20 Mangaanvracht (in gr/uur) in de Tugelroyse beek, met twee methodes berekend

Figuur 2.21 geeft de gemiddelde totaal zinkconcentratie, Figuur 2.22 geeft de gemiddelde opgeloste zinkconcentraties (na filtratie) en Figuur 2.23 geeft de gemiddelde zinkvracht. De VTB heeft met gemiddeld 967 $\mu\text{g/l}$ duidelijk de hoogste totaal zinkconcentratie. Dit geldt ook voor de opgeloste concentratie. De zinkconcentratie en -vracht vanuit de SRB sloot is gering. Verder is het opvallend dat er een geleidelijke toename is van de gemiddelde totaal zinkconcentratie tussen Hamonterbeek en Ringselven Oost. Hieruit kan geconcludeerd worden dat het gehele gebied vanaf de Hamonterbeek een diffuse bron van zink is. De opgeloste concentratie laat een plotselinge toename zien van de zinkconcentratie over het Ringselven Oost. Voor een deel wordt deze ogenschijnlijke toename bepaald door een onverklaarbare waarneming op 2 februari 2011 op locatie 8. De zinkconcentratie na filtratie is hier 1500 $\mu\text{g/l}$ terwijl de totale zinkconcentratie in hetzelfde monster 570 $\mu\text{g/l}$ is. Zonder deze waarneming is de gemiddelde opgeloste zinkconcentratie op locatie 8 slechts 164 $\mu\text{g/l}$ in plaats van 213 $\mu\text{g/l}$. De plotselinge toename van de gemiddelde opgeloste zinkconcentratie blijft dus wel bestaan.

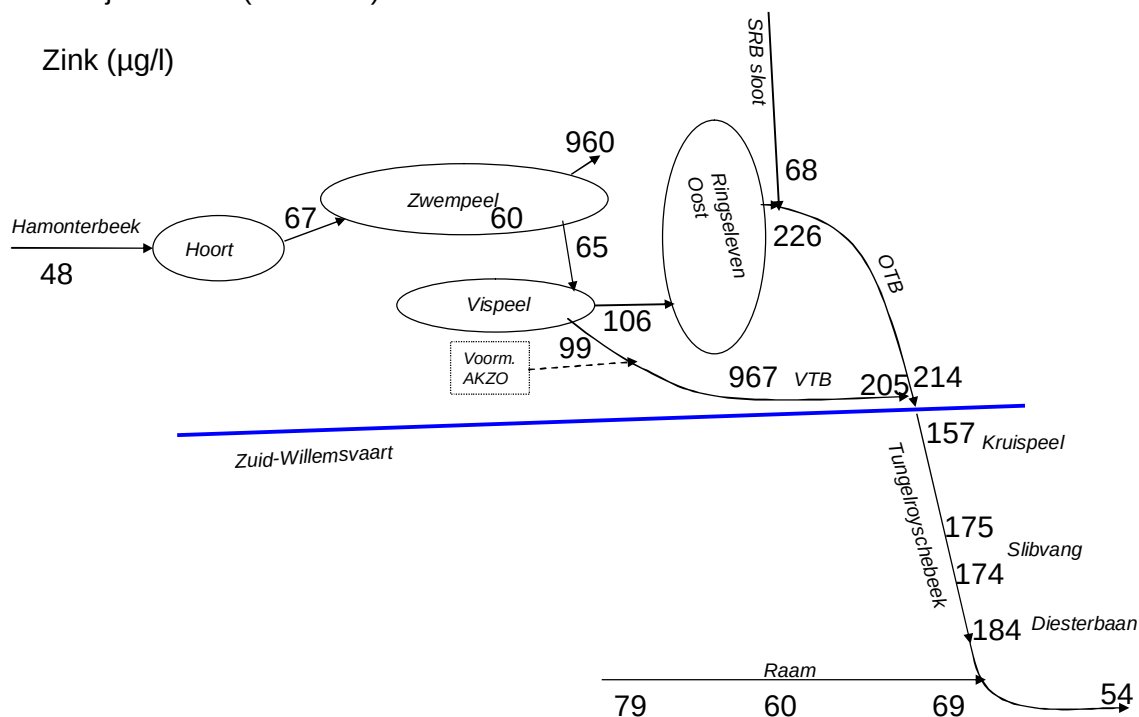
De gemiddelde zinkconcentratie bij de duiker is lager dan bij de stroomopwaarts en stroomafwaarts gelegen locaties. Het gemiddelde bij meetpunt duiker is echter gebaseerd op een groter aantal monsters (44 i.p.v. 31), wanneer uitgegaan wordt van dezelfde monsters als de overige meetpunten, dan komen we op een gemiddelde concentratie van 170 $\mu\text{g/l}$. Dit ligt in lijn met de overige locaties.

De zandvang heeft geen effect op de gemeten zinkconcentraties. Voor en na de zandvang zijn de concentraties aan elkaar gelijk.

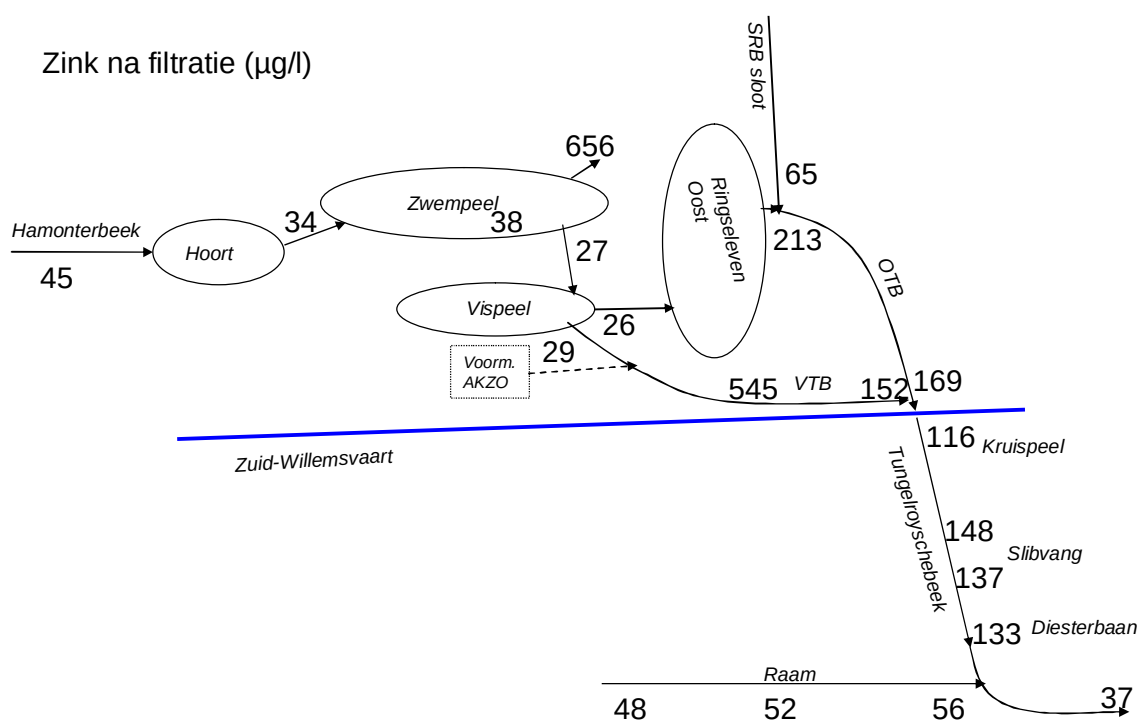
De gemiddelde zinkconcentratie op locatie Diesterbaan is iets hoger dan die op de locaties stroomopwaarts. Dit kleine verschil is mogelijk het gevolg van bijdrage van het grondwater. Uit de oppervlaktewatermetingen blijkt daarmee dat de grondwaterbijdrage in dit beektraject gering is.

Figuur 2.23 duidt erop dat ongeveer de helft van de zinkvracht bij de Duiker afkomstig is uit het Ringselven Oost de andere helft uit de Verlegde Tugelroyse beek. In het traject van de OTB (tussen locatie 8 en 12) neemt de zinkvracht toe, mogelijk door bijdrage van

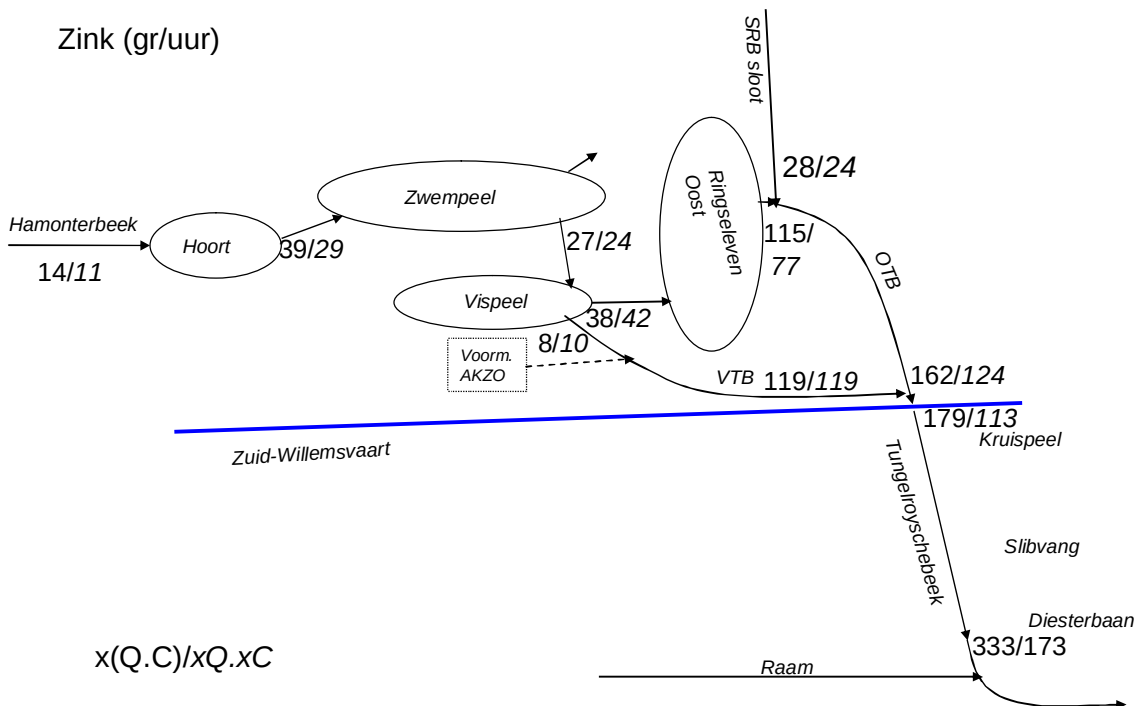
verontreinigt grondwater in dit traject. De stofbalans is echter niet sluitend. Wanneer de vracht op locatie 12 (Oude Tungalroyse beek uitlaat) en de vracht uit de Verlegde Tungalroyse beek bij elkaar worden opgeteld, dan komt dit duidelijk (57%) hoger uit dan de vracht bij de duiker (locatie 13).



Figuur 2.21 Gemiddelde zinkconcentratie ($\mu\text{g/l}$) in de Tungalroyse beek



Figuur 2.22 Gemiddelde zinkconcentratie na filtratie in de Tungalroyse beek



Figuur 2.23 Zinkvracht (in gr/uur) in de Tugelroyse beek, met twee methoden berekend

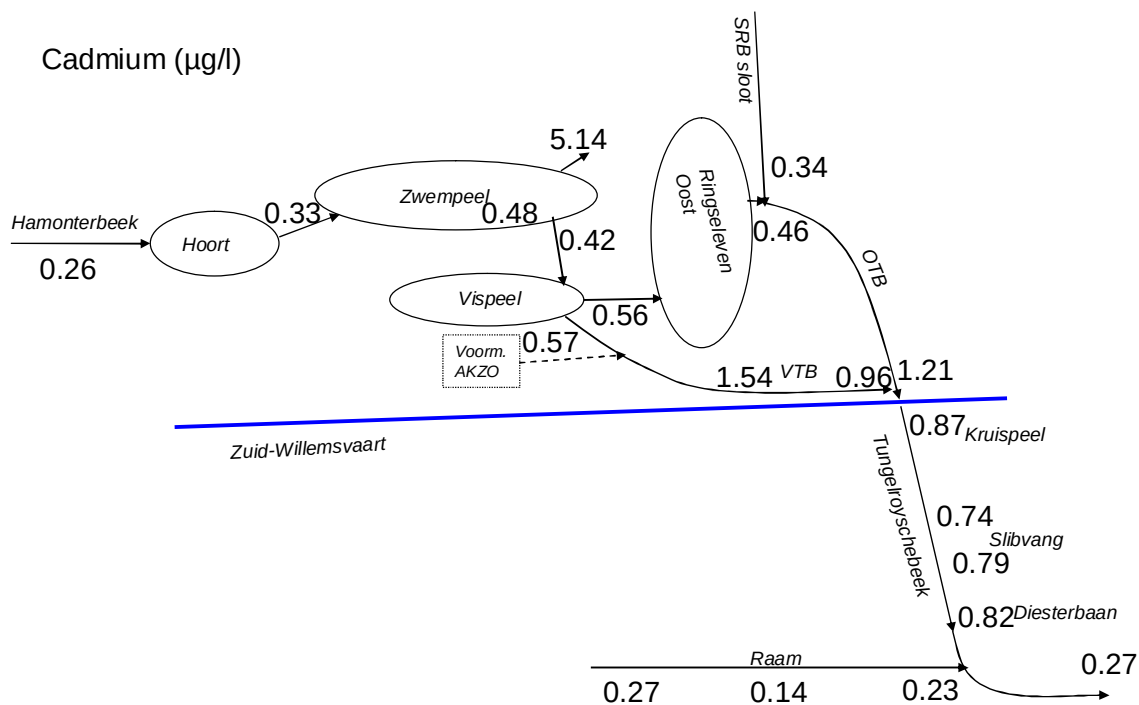
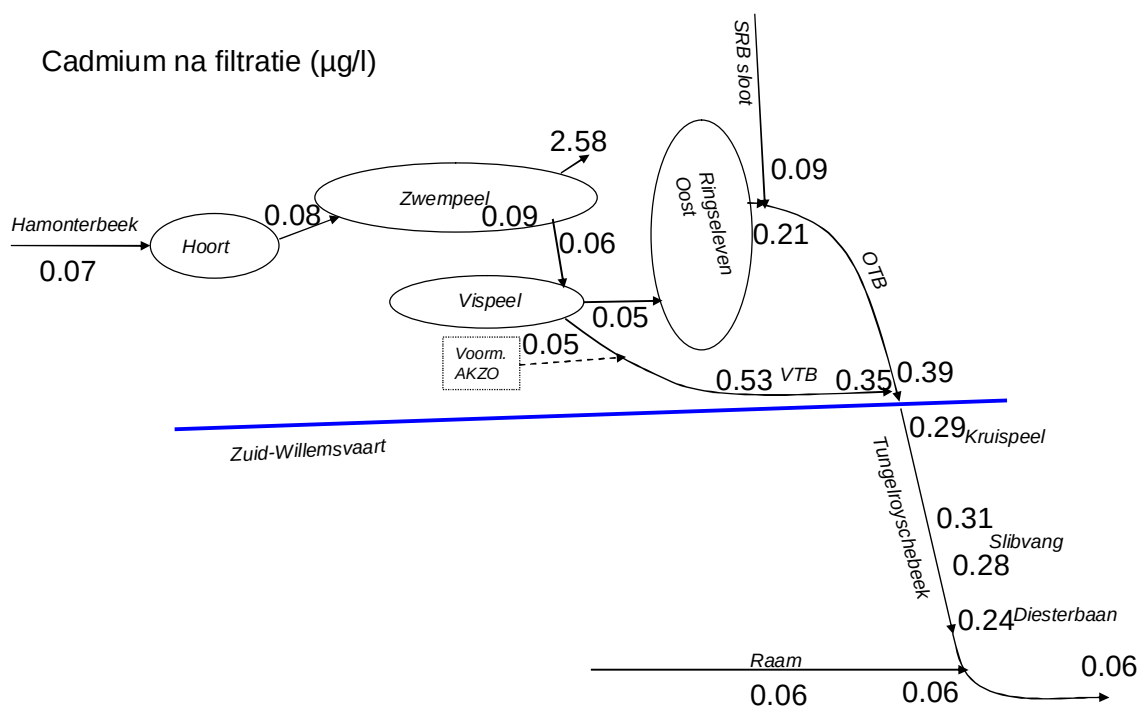
Figuur 2.24 geeft de gemiddelde totaal cadmiumconcentratie, Figuur 2.25 geeft de gemiddelde opgeloste cadmiumconcentraties en Figuur 2.26 geeft de gemiddelde cadmiumvracht.

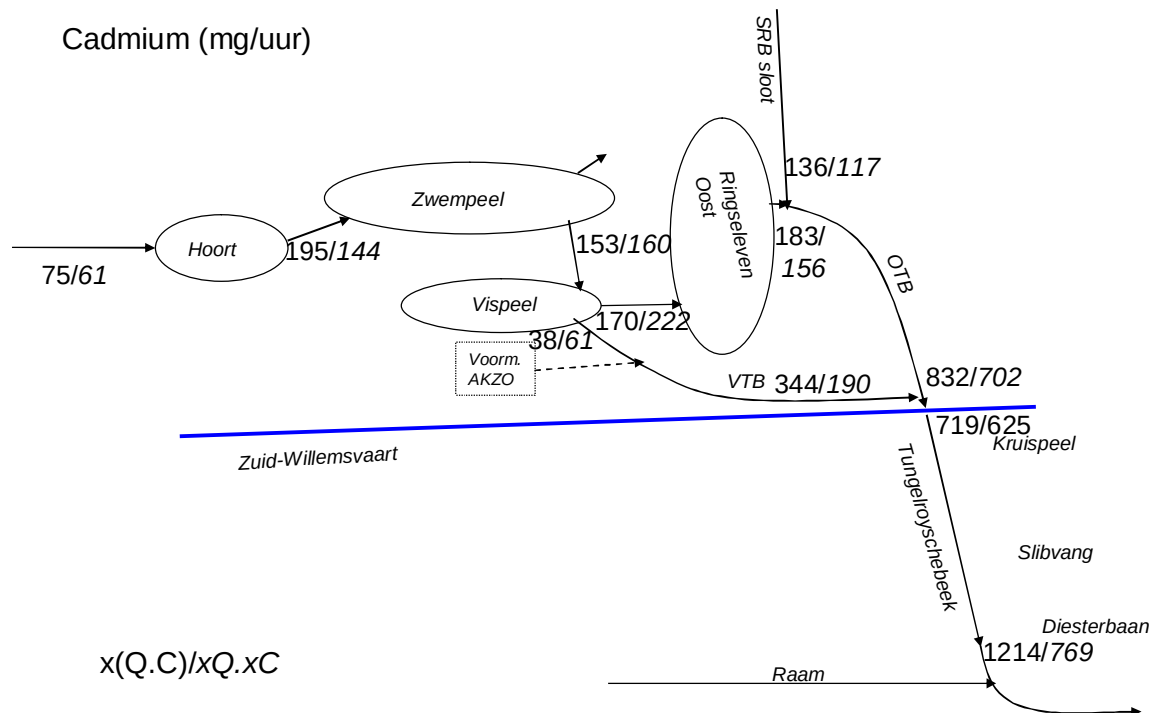
Het concentratiepatroon van cadmium lijkt op dat van zink. Stroomopwaarts van de Zwempeel zijn de concentraties laag. De hoogste totaal en opgeloste concentraties zijn aangetroffen in de Verlegde Tugelroyse beek. Er is sprake van een geleidelijke toename van gemiddelde cadmiumconcentratie tussen Hamonterbeek en Ringselven Oost. Dit geldt vooral voor totaal cadmium en minder voor opgelost cadmium.

Het is opvallend dat tussen locatie 8 (overstort Ringselven Oost naar OTB) en locatie 12 uitstroompunt OTB zowel de totaalconcentratie als de opgeloste concentratie behoorlijk toeneemt. De OTB lijkt daarmee naast de VTB een belangrijk brongebied van de cadmiumbelasting te zijn. De berekende vrachten bevestigen dit beeld.

De gemiddelde concentratie bij locatie 13 (meetpunt duiker) is gebaseerd op een groter aantal analyses (44 i.p.v. 31) dan die bij de overige locaties. Wanneer we uitgaan van dezelfde analyses als de overige meetpunten komen we op een gemiddelde concentratie van 0,88 µg/l. In tegenstelling tot zink is hier geen verschil in het gemiddelde. De gemiddelde concentratie op locatie 12 (uitstroompunt OTB) wordt deels bepaald door een waarneming van 4,3 µg/l. Dit is een onverklaarbare uitschieter. Zonder deze uitschieter is de gemiddelde concentratie 1,10 µg/l. Vanaf locatie 12 (uitstroompunt OTB) tot locatie 16 (Diesterbaan) is er sprake van een geringe afname van de totaal en opgeloste cadmiumconcentraties. De meetpunten direct stroomopwaarts en stroomafwaarts van de zandvang geven echter geen verschil. Het effect van de zandvang is dus niet terug te zien in de gemeten cadmiumconcentraties.

De cadmiumconcentraties in de Raam zijn lager dan in het Tugelroyse beek traject tussen de duiker en de Diesterbaan.

Figuur 2.24 Gemiddelde cadmiumconcentratie ($\mu\text{g/l}$) in de Tugelroyse beekFiguur 2.25 Gemiddelde cadmiumconcentratie na filtratie ($\mu\text{g/l}$) in de Tugelroyse beek



Figuur 2.26 Cadmiumvracht (in mg/uur) in de Tugelroyse beek, met twee methoden berekend

2.4 Conclusies

Op basis van het monitoringsprogramma oppervlaktewaterkwaliteit Tugelroyse beek kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- De effluentlozing van Nyrstar is (in elk geval in het traject tot de instroom van de Raam) een belangrijke bron voor mangaan, ammonium, sulfaat, chloride, fosfor, calcium en bicarbonaat in de Tugelroyse beek. Als de jaargemiddelde concentraties in de overstort van het Ringselven worden vergeleken met die in de uitlaat van de Oude Tugelroyse Beek, kunnen effecten als volgt worden ingedeeld:
 - relatief sterke toename (globaal 100 %, Mn is hoger): chloride, mangaan, sulfaat en totaal fosfor, De Raam is stroomafwaarts van de samenkomst met de Tugelroyse beek een belangrijke bron van fosfor in de Tugelroyse beek
 - bepaalde toename (maximaal circa 30 %): ammonium-N, calcium, bicarbonaat
 - geen verandering: totaal-N
 - afname: pH (ondanks toename calcium en bicarbonaat)
- De mangaanconcentratie in de SRB sloot fluctueert sterk. Van de 30 monsters uit de SRB sloot hebben er 7 een mangaanconcentratie hoger dan 5000 µg/l. In de monsters stroomafwaarts van de SRB sloot wordt 7 keer een waarde hoger dan 5000 µg/l gemeten. In de periode juni-juli 2011 is de mangaanconcentratie met waardes tot 540 µg/l opeens behoorlijk laag. De oorzaak hiervan is niet bekend.
- Mangaanconcentraties groter dan 5000 µg/l zijn nooit door Nyrstar zelf gemeten. Het is daarmee niet uit te sluiten dat deze waarneming het gevolg zijn van fouten in het laboratorium. De data zelf geven hiervoor geen aanwijzingen (bijvoorbeeld in foute verdunningen die ook in andere stoffen zouden doorwegen). Een nadere analyse van de ruwe meetdata van het laboratorium kan hier mogelijk inzicht in geven. Daarnaast is het aan te bevelen om een ringonderzoek met het laboratorium van Nyrstar, het Waterschap Peel en Maasvallei en eventueel een derde partij uit te voeren. Dit kan inzicht geven in de afwijking van meetresultaten.

- De hoge mangaanconcentratie in SRB sloot bepalen tot Diesterbaan de mangaanconcentratie in de Tungalroyse beek. De concentraties nemen in het traject vanaf de SRB sloot tot de Diesterbaan af. Tot de duiker is menging met water uit het Ringselven Oost en de VTB de belangrijkste oorzaak van afname. Tussen de duiker en het bruggetje bij Beauchamps wordt een afname in gemeten concentraties gevonden die niet te verklaren is uit menging. Hieruit kan geconcludeerd worden dat neerslag van mangaanoxide vooral in de Kruispeel plaatsvindt.
- De VTB bevat zeer hoge concentraties zink en in iets minder mate ook cadmium. De concentraties van de overige stoffen zijn hier laag (Mn is wel hoger dan in Ringselven). De VTB is daarmee een bron van zink en cadmium in de Tungalroyse beek. Voor zink is deze bron groter dan voor cadmium. Omdat stofvrachten van de VTB, OTB en Tungalroyse beek bij duiker niet kloppen is de grootte van de bron is moeilijk in te schatten.
- Er is een geleidelijke toename van de zink- en cadmiumconcentratie vanaf Hamonterbeek t/m Ringselven oost. Het Ringselven oost en het beektraject van de Oude Tungalroyse beek lijken belangrijke bronnen te zijn voor zink. Het traject van de Oude Tungalroyse beek lijkt een belangrijke bron te zijn van cadmium, er is sprake van een grote toename in cadmiumconcentratie en vracht over dit beektraject.
- Er is weinig tot geen verandering in zink- en cadmiumconcentraties (totaal en opgelost) tussen Tungalroyse beek bij duiker en Diesterbaan. Voor de vrachten kunnen hierover geen uitspraken worden gedaan omdat goede afvoermetingen in dit traject ontbreken. Op basis van de concentratiemetingen kan worden geconcludeerd dat de bijdrage van grondwater in dit traject van de Tungalroyse beek gering is.
- Op basis van het monitoringsprogramma is geen effect van de slibvang waarneembaar.
- Lozing van de SRB effluentwater op de Zuid-Willemsvaart zal een positief effect hebben op de mangaanconcentratie in de Tungalroyse beek. Voor cadmium en zink werkt het SRB effluentwater echter verdunnend. Deze concentraties zullen dus in de Tungalroyse beek toenemen. Daarnaast moet worden bedacht dat in de zomermaanden het debiet van de Tungalroyse beek voor een belangrijk deel bepaald wordt door effluentwater van de SRB zuivering.

3 Grondwater

Om inzicht te krijgen in de bijdrage van het grondwater aan de oppervlaktewaterbelasting in de Tungelroyse beek is er een monitoringsprogramma voor het grondwater uitgevoerd. Dit programma bestaat uit een geologisch onderdeel en een hydrochemisch onderdeel. Het belangrijkste doel van het geologisch deel was inzicht te krijgen in de holocene beekdalafzetting in de omgeving van de Kruispeel. Beekdalafzettingen zijn afzettingen die duidelijk door beken zijn afgezet, of in beekdalen zijn gevormd. Deze zijn jonger dan omliggende pakketten en hebben meestal ook andere fysisch-chemische eigenschappen. Vooral de afzettingen op de overstromingsvlakten kunnen uit veen of klei/leem bestaan. De geulafzettingen zijn vaak grover van aard dan de omliggende pakketten. Vastlegging van metalen in de organisch stof en ijzeroer rijke afzettingen in beekdalen is waarschijnlijk de belangrijkste sink van zware metalen die vanuit het grondwater richting oppervlaktewater worden afgevoerd. Om dit in te kunnen schatten is inzicht nodig in de verbreiding en lithologische eigenschappen van de afzettingen in het beekdal. Hiervoor zijn er in de omgeving van de Kruispeel 12 ondiepe boringen gezet. Deze zijn geologisch beschreven. In combinatie met bestaande geologisch informatie heeft dit geresulteerd in vier geologische profielen.

De nieuwe boringen zijn uitgerust met peilbuizen. Het water uit de nieuwe peilbuizen en de bestaande peilbuizen van Natuurmonumenten is bemonsterd en geanalyseerd op waterkwaliteitsparameters. Dit hydrochemische onderdeel geeft inzicht in het voorkomen van grondwater met verhoogde concentraties cadmium en zink in het beekdal en dus in de actuele en potentiële belasting van het oppervlaktewater met zware metalen.

3.1 Geologie Kruispeel

Uitgaande van de bestaande en nieuwe boorbeschrijvingen zijn er vier geologische profielen door de Kruispeel gemaakt (Figuur 3.1):

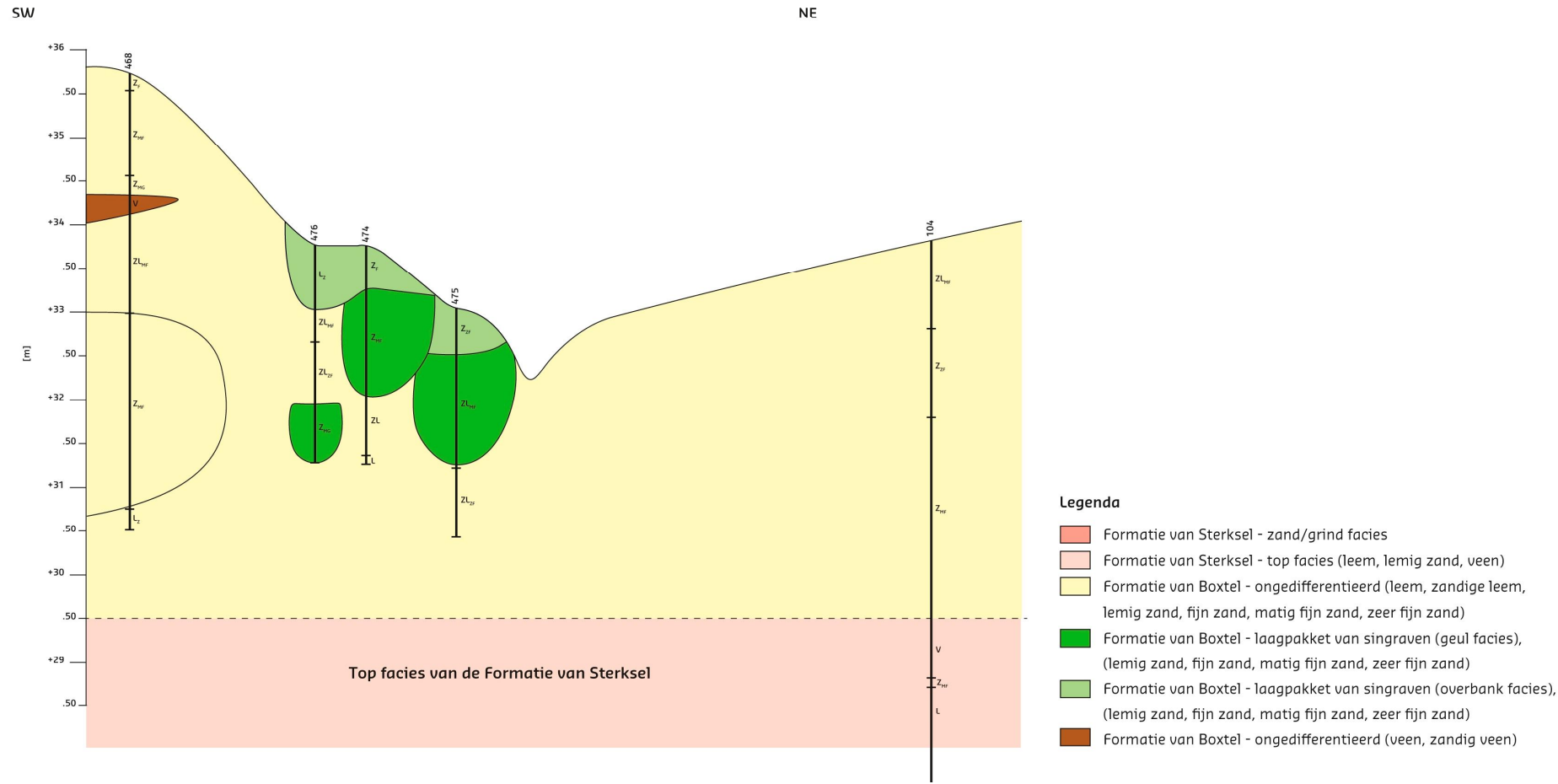
1. Noordelijk dwarsprofiel
2. Middelste dwarsprofiel
3. Zuidelijk dwarsprofiel
4. Noord-Zuid profiel

De geologische profielen zijn weergegeven in Figuur 3.2 t/m Figuur 3.5



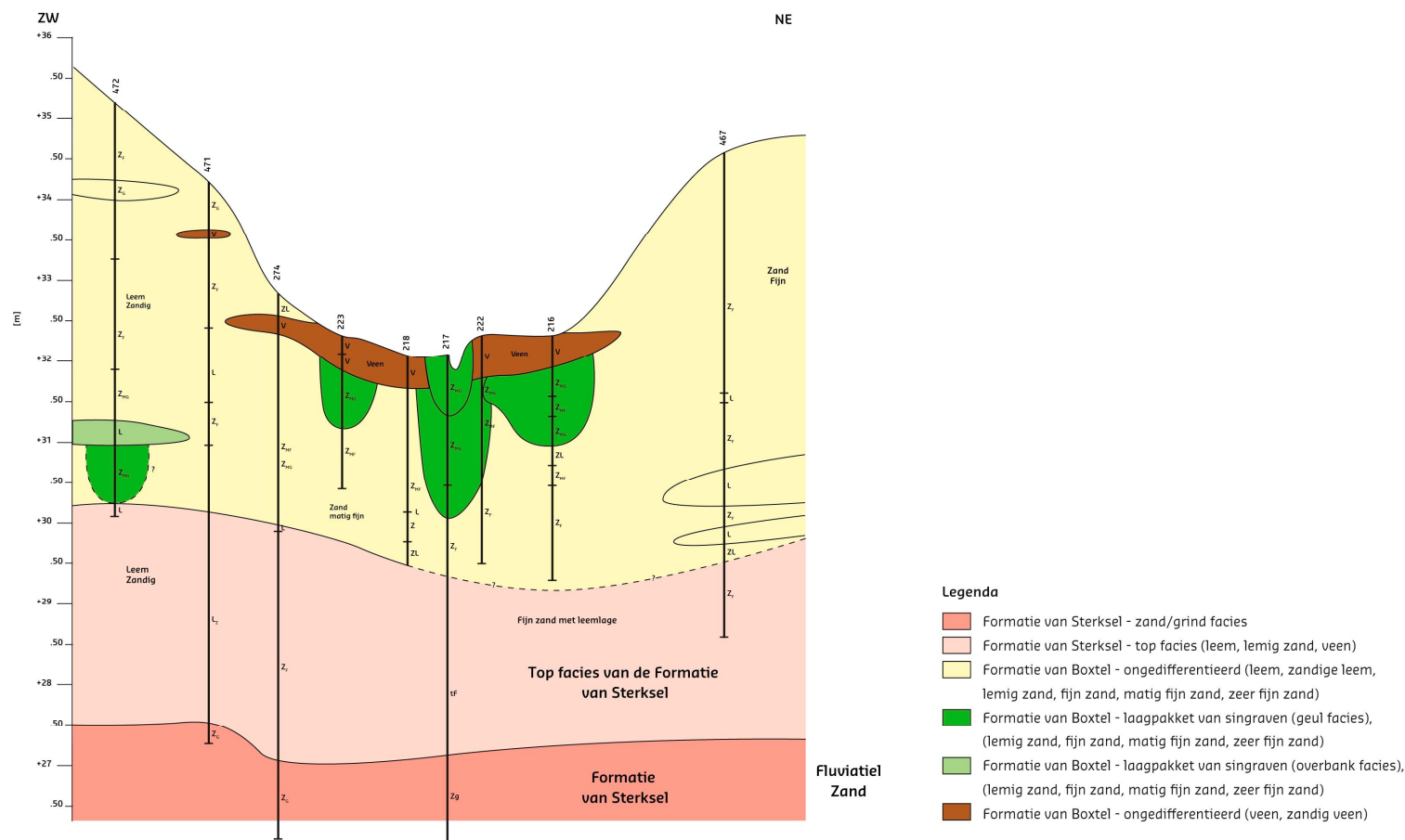
Figuur 3.1 Boringen en geologische profielen Kruispeel

Noordelijk Dwarsprofiel



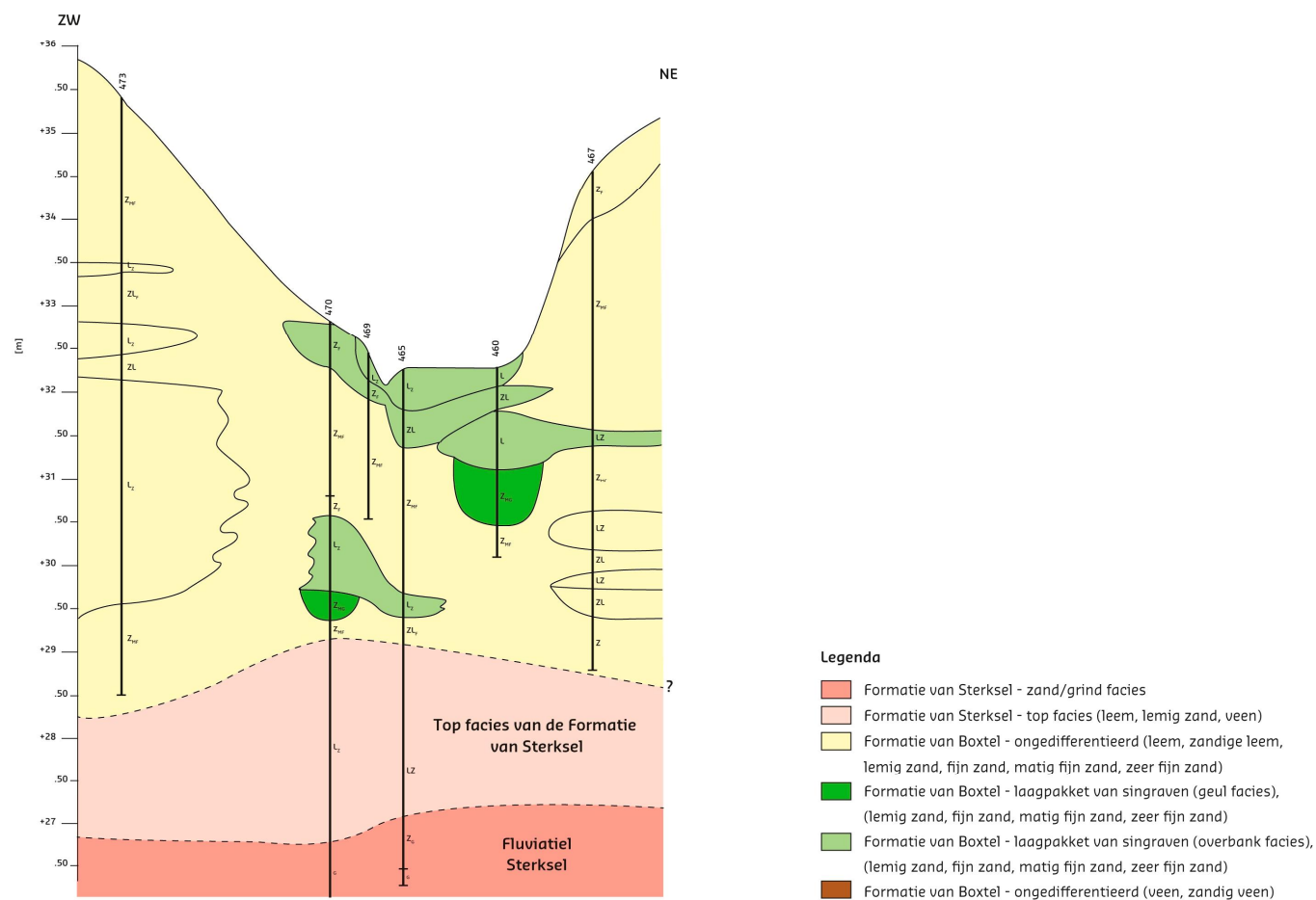
Figuur 3.2 Noordelijk dwarsprofiel

Middelste Dwarsprofiel



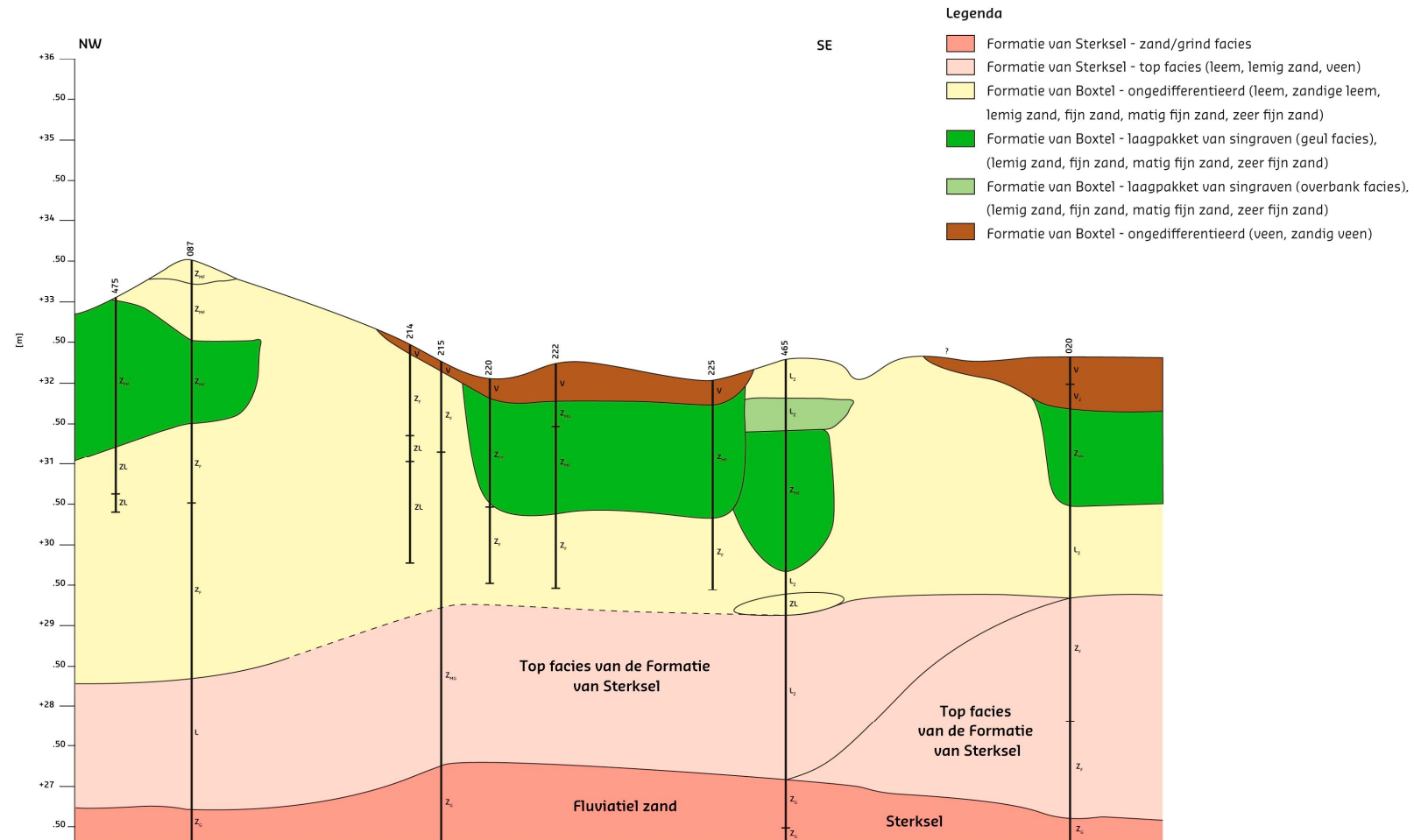
Figuur 3.3 Middelste dwarsprofiel

Zuidelijkst Dwarsprofiel



Figuur 3.4 Zuidelijk dwarsprofiel

Noord-Zuid profiel
Dwars door het beeldvlak

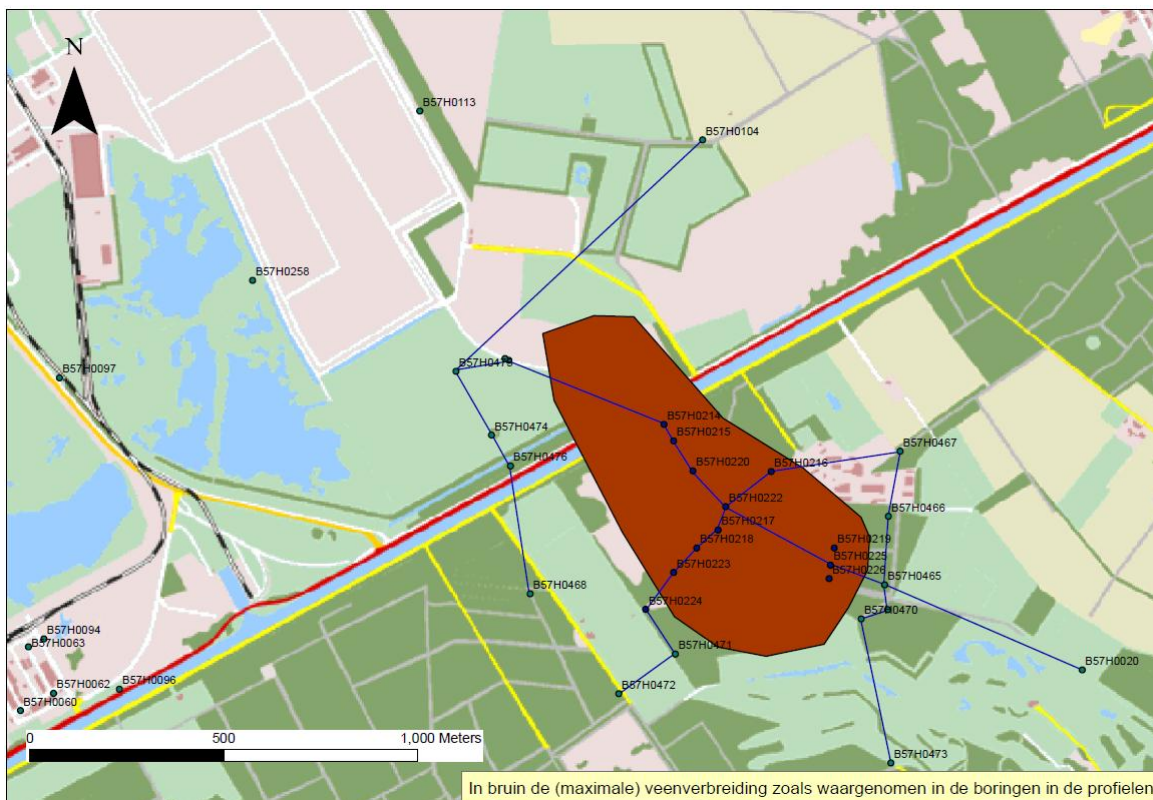


Figuur 3.5 Noord-Zuid profiel

Toelichting bij de geologische profielen en informatie over de geologische bevindingen in de bovenloop van de Tungelroyse beek (bronnen: boringen uit DINO database, mondelinge communicatie met Jeroen Schokker, TNO/Geologische Dienst Nederland, kaartblad Eindhoven West (51W) en beschrijving):

- In de profielen zijn afzettingen van twee formaties gevonden, de formatie van Sterksel, en van de formatie van Boxtel. De formatie van Sterksel vormt overal de basis van het bestudeerde gebied en heeft een vrij vlak voorkomen. De huidige morfologie aan het oppervlak wordt geheel gevormd in de formatie van Boxtel die boven op de formatie van Sterksel ligt. In de eerstgenoemde zitten ook de beekafzettingen.
- Het studiegebied ligt in de Roerdalslenk, het tektonische dalingsgebied in zuidoost Nederland. Het ligt echter helemaal aan de rand, waar de zakking niet heel groot is geweest. Hierdoor liggen de afzettingen van de Formatie van Sterksel nog redelijk ondiep (ca 6 meter vanaf de beekdalhellingen, en ca 2,5-3 meter onder de beekdalbodem). Buiten de slenk ligt de Formatie van Sterksel aan de oppervlakte, of heel ondiep (1-2 m). Midden in de slenk ligt de Formatie van Sterksel veel dieper (10-20 meter) onder maaiveld. Het studiegebied ligt ook op een anticline in de Roerdalslenk waardoor de daling in de omgeving Weert nog extra klein is vergeleken met meer naar het zuiden (omgeving Roermond) en het noorden (omgeving Eindhoven - 's Hertogenbosch).
- Formatie van Sterksel, zijn afzettingen van de Rijn en de Maas die afgezet zijn tussen ca 1 miljoen en 0,5 miljoen jaar geleden. Een grove schatting van de ouderdom van de afzettingen in het studiegebied is ca 650.000 jaar. De afzettingen bestaan uit zand, vaak matig grof tot grof zand met af en toe grind. De top van de afzettingen zijn veel fijner (fijn zand, lemig zand, zandige leem), en representeren de meer distale fluviatiele afzettingen.
- Formatie van Boxtel Ongedifferentieerd. Dit zijn afzettingen die een grote range hebben in korrelgrootte (zeer fijn zand, fijn zand, lemig zand, zandige leem, leem) en afgezet zijn in de periode tussen 650.000 jaar geleden en het Holocene (11.7 ka geleden). De bulk van de afzettingen zal uit het Weichsel stammen (110-11.7 ka), maar het is niet uitgesloten dat er ook veel oudere afzettingen (bv. Saale) in grote hoeveelheden en dicht aan het oppervlak voorkomen. Het is onwaarschijnlijk dat deze afzettingen uit het Holocene stammen. De verspreiding van de leemlagen is zeer lokaal en hoewel deze leemlagen eerder nog wel eens gebruikt zijn om deze afzettingen onder te verdelen, wordt er nu toch vanuit gegaan dat er geen regionale significantie is voor deze lagen. De boringen gebruikt voor dit project waren niet geschikt voor het maken van een verdere onderverdeling. Deze sedimenten zijn voornamelijk afgezet gedurende glaciële perioden, dan wel eolisch, of door stromend (smelt) water, of een combinatie van de twee.
- Formatie van Boxel, Laagpakket van Singraven en veen - dit zijn de afzettingen die duidelijk door beken zijn afgezet, of in beekdalen zijn gevormd (het veen). De beekafzettingen zijn te herkennen aan hun relatieve grofheid ten opzichte van de andere afzettingen van de formatie van Boxtel (soms zelf matig grof zand), doordat ze door stromend water zijn afgezet. Daarnaast worden ze vaak afgedekt met een lemige laag, die waarschijnlijk een deel van de overstromingsafzettingen van de beek zijn geweest, en de laatste fase van de beek representeren (bij begraven beeklopen). De afzettingen in het huidige beekdal, die nu aan het oppervlak liggen zijn waarschijnlijk allemaal Holocene van ouderdom. De oudere beekafzettingen liggen vaak onder, of in de buurt van, de huidige beekafzettingen wat duidt op een conservatieve ligging van de beekdalen (ze liggen al die tijd al min of meer op dezelfde plek). Dit is ook bekend uit de literatuur (mondelinge communicatie Jeroen Schokker). Het is ook opvallend dat de beekafzettingen geen continuüm vormen in de

ondergrond (ze liggen niet gestapeld), wat er op zou kunnen duiden dat er ook perioden zijn geweest waarin er geen geconcentreerde waterloop was (maar diffuse of geen stroming van water). Het veen is over het algemeen dun (30 cm, uitschieters tot 50 cm) en heeft een verspreiding die beperkt is tot het beekdal. Figuur 3.6 geeft de maximale verbreiding van het veen. Opvallend is dat de veenafzettingen niet lateraal overal langs de beekloop te vervolgen zijn, maar dit kan aan de boordichtheid buiten het studiegebied liggen. De veenafzettingen (formatie van Bostel, ongedifferentieerd) zijn Holoceen van ouderdom.



Figuur 3.6 Maximale veenverbreiding

3.2 Grondwaterkwaliteit

Voor het afleiden van de grondwaterkwaliteit in de omgeving van de Kruispeel is gebruik gemaakt van gegevens van:

- Het monitoringsprogramma van WPM, dit omvat de bemonstering en analyse van de peilbuizen natuurmonumenten, nieuwe peilbuizen WPM en een bestaande peilbuis van onbekende eigenaar. Een meerderheid van de peilbuizen is één keer bemonsterd en geanalyseerd, in enkele peilbuizen zijn twee meetrondes uitgevoerd.
- Het meetnet grondwaterkwaliteit ABdK (meetronde 2007 en 2009, data verstrekt door Eric Kessels).

Figuur 3.7 geeft een overzicht van de ligging van de peilbuizen waarin de grondwaterkwaliteit is bepaald. De gemeten cadmium- en zinkconcentraties zijn in de vier profielen weergegeven.

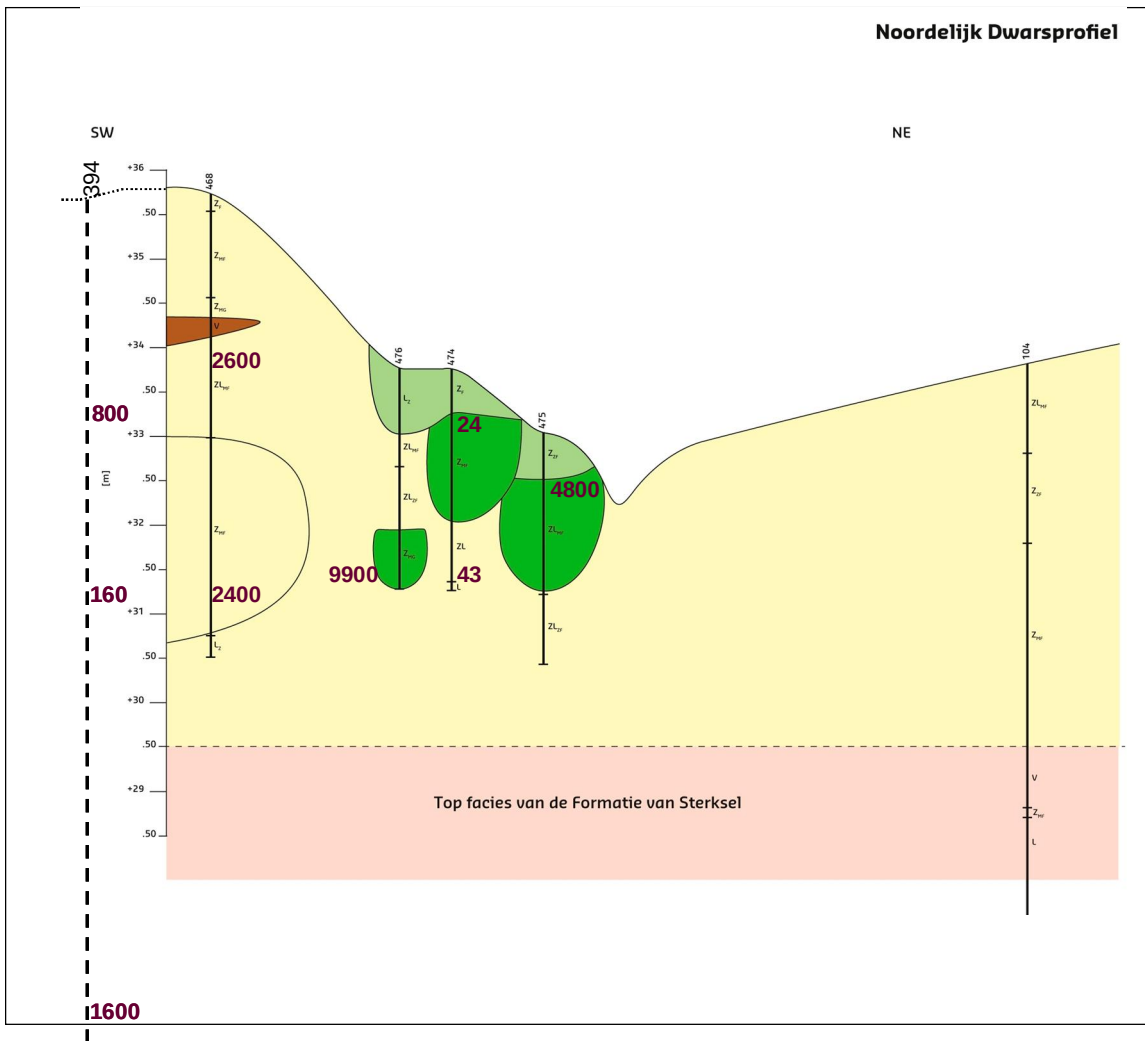
Locaties grondwaterkwaliteit



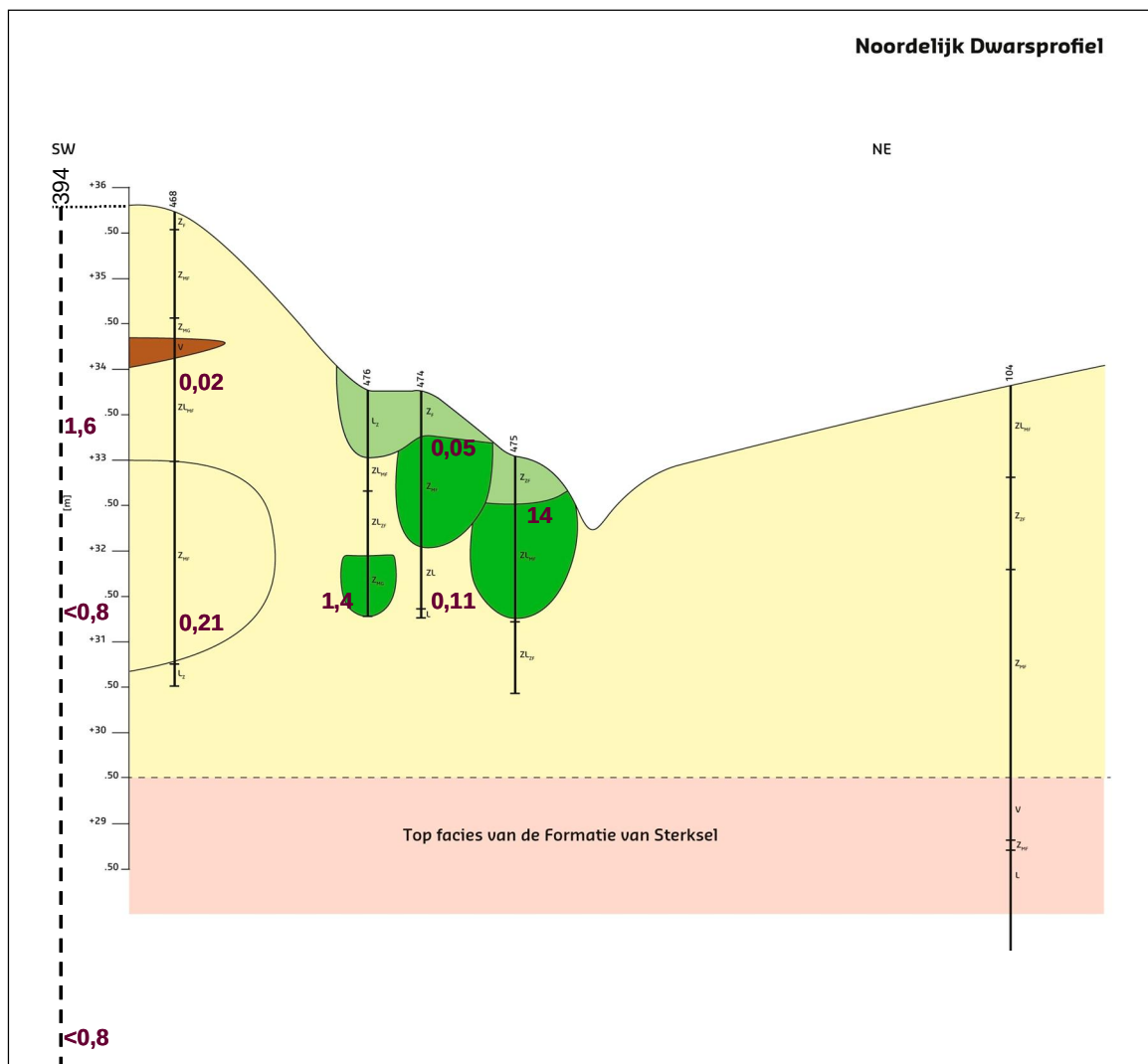
Legenda

- locaties grondwaterkwaliteit**
- boringen geologie
- eigenaar**
- ABdK
 - WPM
 - natuurmonumenten
 - overig
- profielen_kruispeel

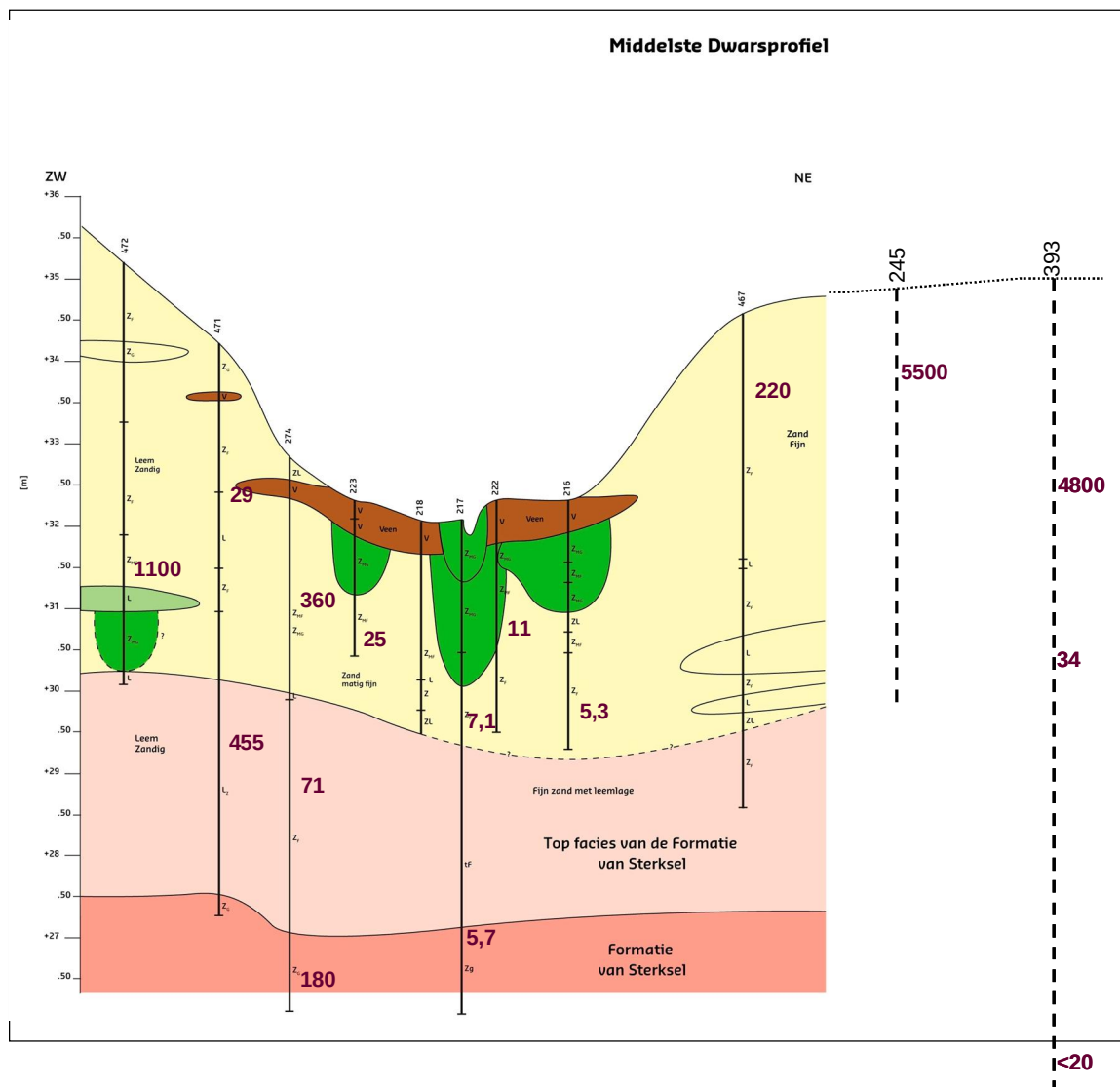
Figuur 3.7 Locaties peilbuizen grondwaterkwaliteit



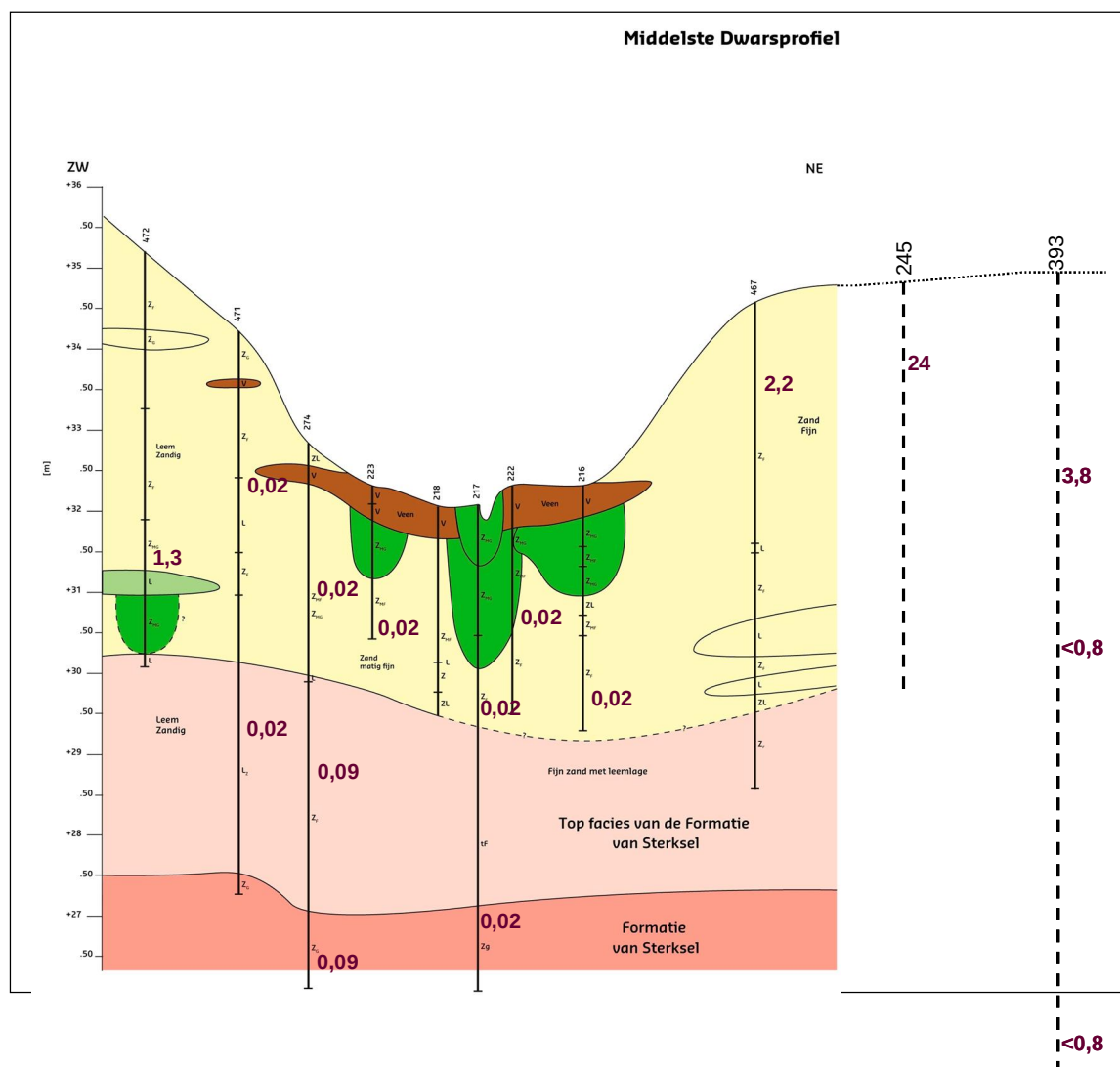
Figuur 3.8 Zinkconcentratie Noordelijk Dwarsprofiel



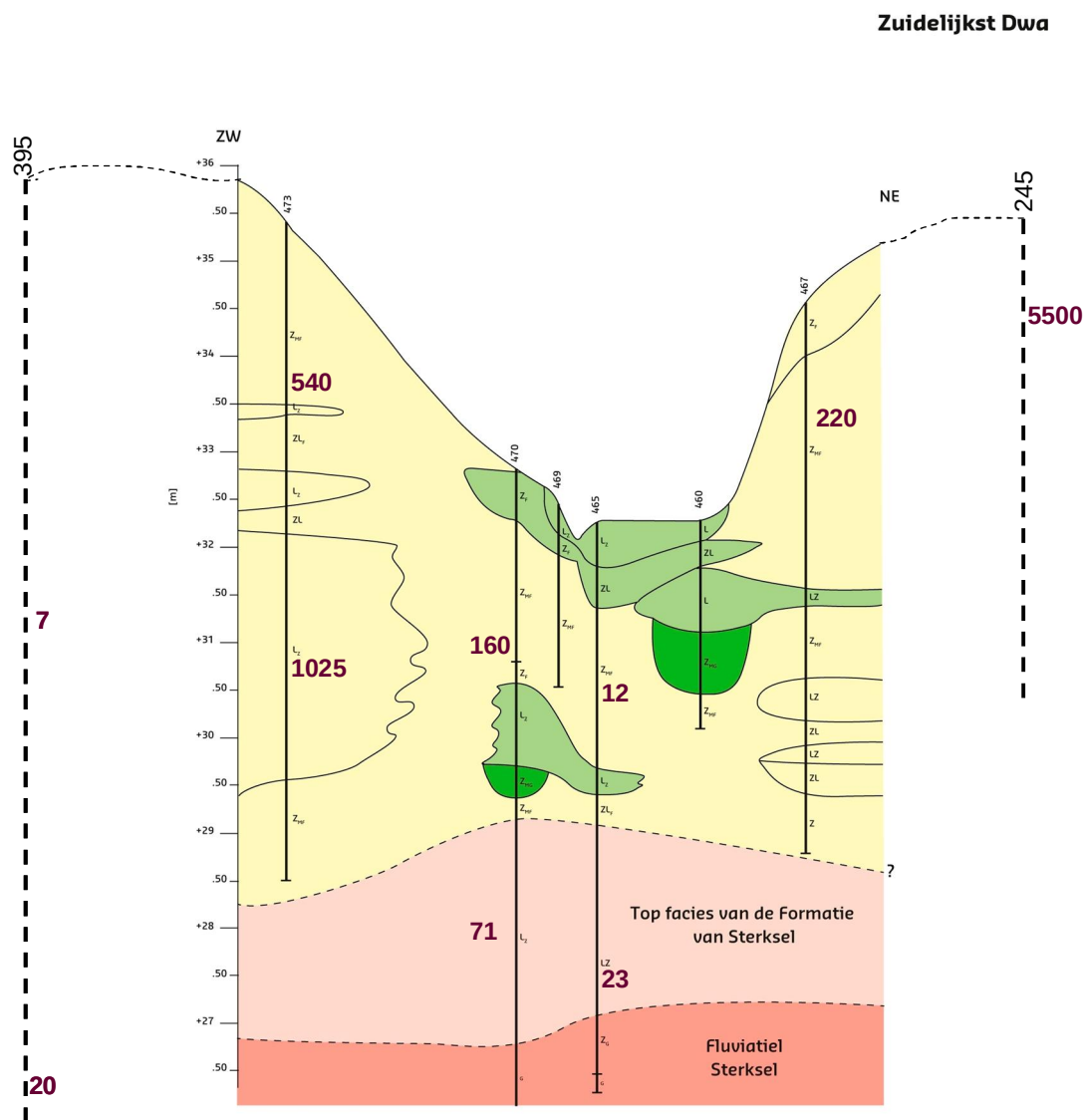
Figuur 3.9 Cadmiumconcentraties Noordelijk dwarsprofiel



Figuur 3.10 Zinkconcentraties middelste dwarsprofiel

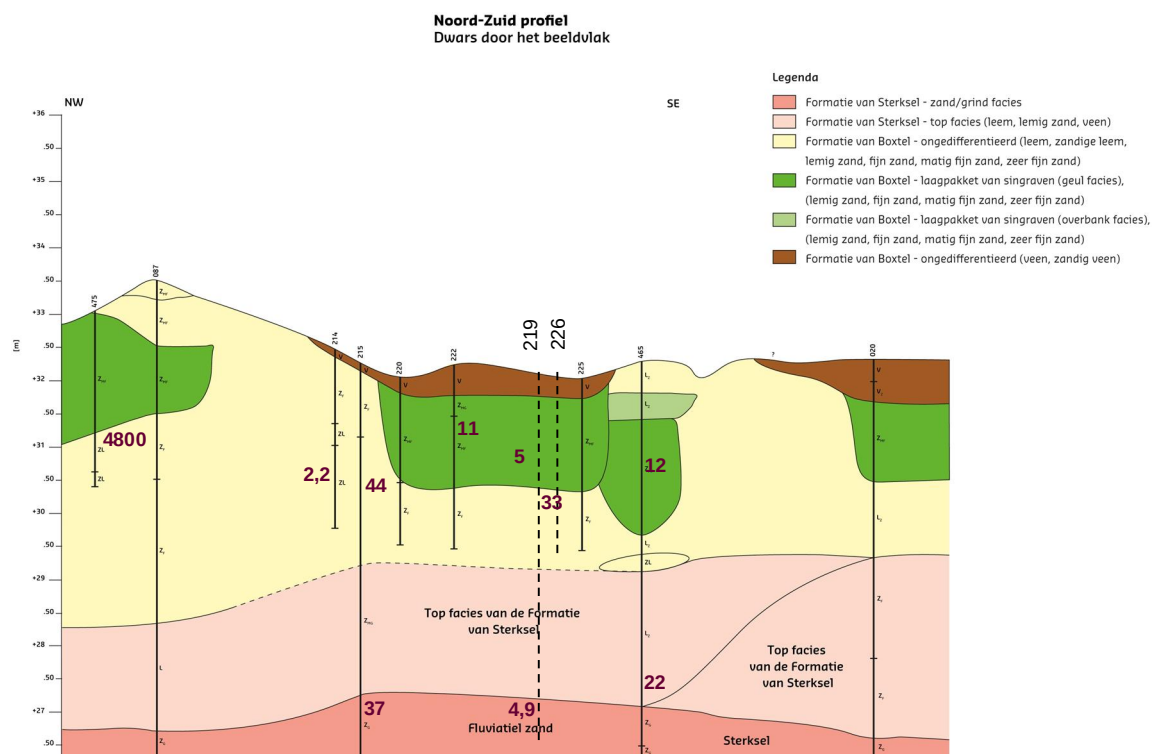


Figuur 3.11 Cadmiumconcentraties middelste dwarsprofiel

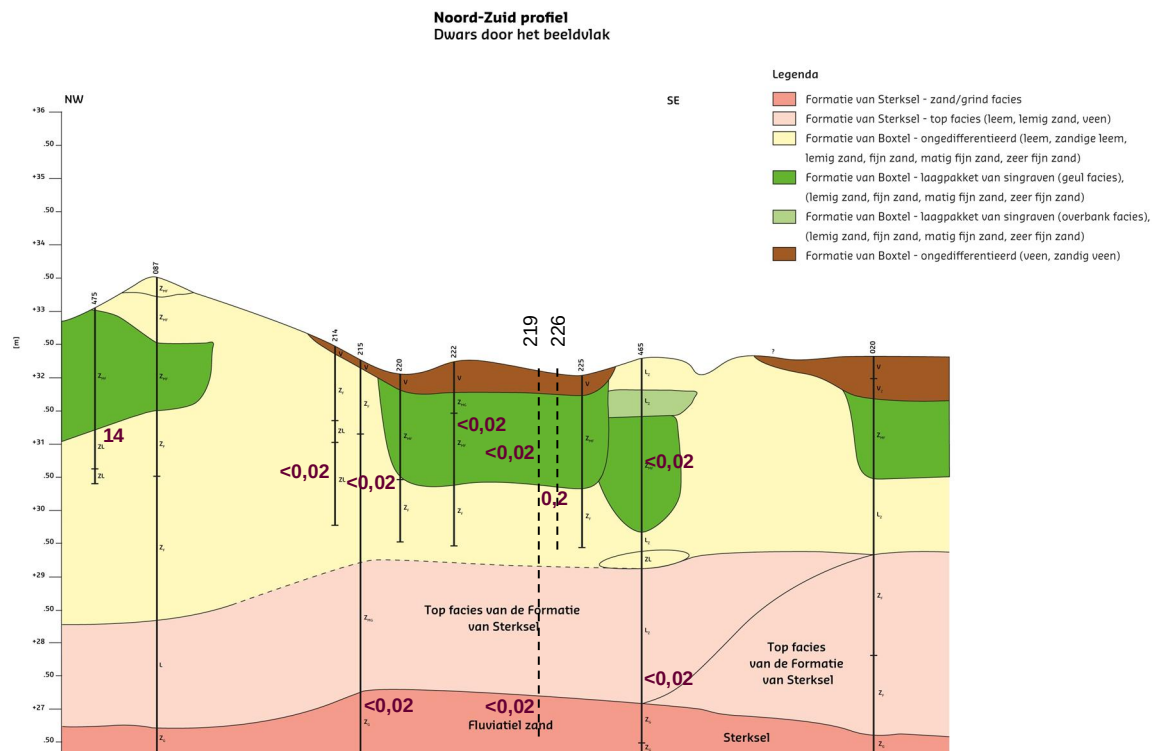


Figuur 3.12 Zinkconcentraties zuidelijkst dwarsprofiel





Figuur 3.14 Zinkconcentraties Noord-Zuid profiel, dwars door beekdal



Figuur 3.15 Cadmiumconcentraties Noord-Zuid profiel, dwars door beekdal

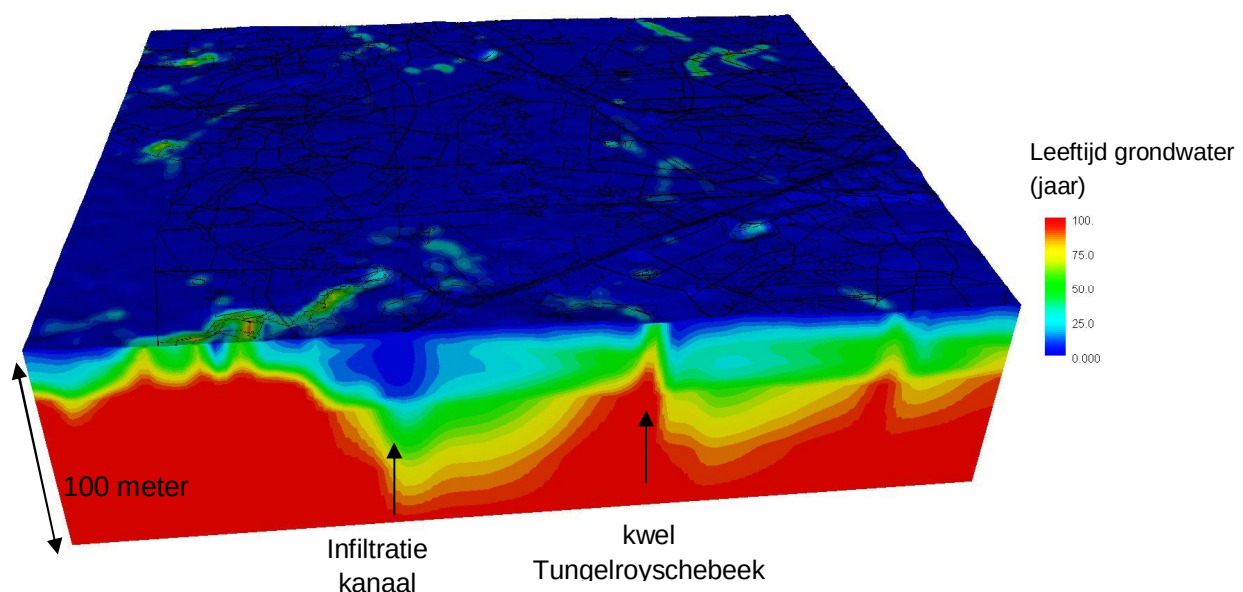
Uit beschouwing van de gemeten concentraties in Figuur 3.8 t/m Figuur 3.15 kan worden afgeleid dat:

- De zinkconcentraties in het grondwater over het algemeen hoger zijn (dus relatief) dan de cadmiumconcentraties. Vaak wordt als vuistregel voor de verontreinigingproblematiek in de Kempen een verhouding tussen zink en cadmium van 100:1 aangehouden. In de grondwatermonsters ligt deze verhouding meestal hoger. Een verklaring hiervoor is dat zink in de ondergrond mobieler is dan cadmium wat tot gevolg heeft dat de uitspoeling vanaf maaiveld verder in de ondergrond is doorgedrongen.
- Er hoge zinkconcentraties in grondwater tot aan beekdal ten noorden van de Zuid-Willemsvaart zijn aangetroffen (4800 en 9900 µg/l). Op één plek (peilbuis 475) is hier ook een hoge cadmiumconcentratie (14 µg/l) gemeten. Peilbuis 476 bevat op 5 m-mv ook een relatief hoge mangaanconcentratie (1400 µg/l). In het beektraject ten noorden van de Zuid-Willemsvaart zal het grondwater zeker een bijdrage leveren aan de concentraties in het oppervlaktewater. Dit blijkt ook uit de oppervlaktewatermeting zoals beschreven in het voorgaande hoofdstuk. De grootte van deze bijdrage ten opzichte van de bovenstroomse aanvoer is moeilijk in te schatten. Dit is namelijk afhankelijk van de hoeveelheid grondwater die in dit traject in de beek komt. Vooral de waterbalans is in het beektraject van de Oude Tungelroyse beek niet duidelijk.
- Ten zuiden van de Zuid-Willemsvaart zijn er alleen hoge cadmium- en zinkconcentraties in het grondwater gevonden op de hoger gelegen delen naast of op de rand van het beekdal. Hier kunnen wel erg hoge concentraties voorkomen (5500 µg/l in peilbuis 245 en 2600 µg/l in peilbuis 468). Dit water staat normaal gesproken niet in rechtstreeks contact met de beek.
- In het beekdal ten zuiden van de Zuid-Willemsvaart komen lage concentraties voor. De cadmiumconcentraties liggen meestal beneden de detectielimiet. De maximale waargenomen zinkconcentratie in het beekdal is 160 µg/l in peilbuis 470.
- De huidige belasting van de beek met metalen door opkwellend water in het beekdal ten zuiden van de Zuid-Willemsvaart is verwaarloosbaar ten opzichte van de bovenstroomse belasting. Ontwateringen (greppels, kleine slootjes) die vanaf de hoger gelegen delen op de beek afwateren kunnen wel een belasting van de beek veroorzaken. Dit soort ontwatering moet dus zoveel mogelijk worden voorkomen.
- Peilbuis 224 staat op de rand van het beekdal, hierin worden licht verhoogde concentraties aangetroffen (180 µg/l op 7 m-mv en 360 µg/l op 2 m-mv).
- Vanaf het oppervlaktewatermeetpunt bij de duiker tot de Diesterbaan neemt de gemiddelde zinkconcentratie in het oppervlaktewater (uit 30 meetrondes) iets toe (van 170 tot 184 µg/l) en de gemiddelde cadmiumconcentratie iets af (van 0,93 tot 0,82 µg/l). De geringe toename van de zinkconcentratie kan veroorzaakt worden door directe afwatering van ondiep grondwater vanaf de hoger gelegen gebieden of door kwel van zeer licht verontreinigd grondwater in de Tungelroyse beek zelf.
- Het risico op een toekomstige stijging van de zink- en cadmiumconcentraties in de Tungelroyse beek als gevolg van kwel van grondwater met verhoogde concentraties zink en cadmium is klein. De concentraties in het grondwater op hoger gelegen delen zijn wel relatief hoog en op de rand van het beekdal worden nu licht verhoogde concentraties waargenomen. Het front met (licht) verhoogde grondwaterconcentratie kan lateraal verder richting de beek stromen. De termijnen waarop en de mate van belasting van de beek zijn moeilijk in te schatten. Dit hangt af van de reistijd van het grondwater naar de beek en de retardatie van zink en cadmium in het beekdal. Ter illustratie is in Figuur 3.16 de berekende ouderdom van het grondwater in een profiel in het brongebied van de Tungelroyse beek weergegeven. De locatie van de Tungelroyse

beek is met de pijl aangegeven. Het is duidelijk dat ondiep in het beekdal er relatief oud grondwater voorkomt.

De kans op stijging van de zink- en cadmiumconcentraties is toch klein vanwege twee oorzaken:

- (1) Het beekwater is een mengsel van water met verschillende leeftijden (Figuur 3.16). Een groot deel van de natuurlijke basisafvoer van de beek is oud grondwater. Wanneer er in de matig diepe kwel licht verhoogde concentraties voorkomen zal dit door mengingen met de schone diepe kwel worden verdund.
- (2) De zware metalen zullen bij passage van het beekdal waarschijnlijk worden vastgelegd in de veenige afzettingen.



Figuur 3.16 Berekende ouderdom van het grondwater in het brongebied van de Tengelroyse beek (de rode kleur geeft het grondwater dat minstens 100 jaar oud is)

3.3 Conclusies

Op basis van het monitoringsprogramma grondwaterkwaliteit in de Tengelroyse beek kan worden geconcludeerd dat:

- de belasting van de Tengelroyse beek met cadmium en zink vanuit grondwater ten zuiden van de Zuid-Willemsvaart laag is. Het grondwater op de hoger gelegen (infiltratie) delen is tot een diepte van ca 5 tot 10 m-mv wel (zwaar) verontreinigd maar deze verontreiniging heeft de beek niet bereikt.
- in het beekdal vanaf de Zuid-Willemsvaart tot ongeveer de locatie van de zandvang is een dun veenpakket (ca 30 cm met uitschieters naar 50 cm) aanwezig. Dit is een buffer tegen de uitspoeling van metalen vanuit het grondwater naar het oppervlaktewater.
- in het beektraject ten noorden van de Zuid-Willemsvaart kan er een belasting zijn van metalen vanuit het grondwater naar het oppervlaktewater.

4 Referenties

Mulder, H.M., T.P. van Tol-Leenders, C. Siderius, D.J.J. Walvoort en F.J.E. van der Bolt; Onzekerheden in debietmetingen; Analyse van debietgegevens voor Monitoring Stroomgebieden; gepubliceerd: 13 jun 2010; 78 pp.

E. Brand, A.J. Baars, E.M.J. Verbruggen, J.P.A. Lijzen (2008) Afleiding van milieurisicogrenzen voor sulfaat in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem. RIVM briefrapport 711701069/2008.

A Databeschikbaarheid

Mangaananalyses (in groen: locaties en tijdstippen waarvoor ook afvoermetingen beschikbaar zijn)

Mangaan	locatie nummer																				Totaal
datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
25-1-2010													1								1
24-2-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1				1	16
1-3-2010													1								1
29-3-2010													1								1
28-4-2010													1								1
25-5-2010													1								1
21-6-2010													1								1
13-7-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1				1	15
20-7-2010													1								1
5-8-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
18-8-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	14
19-8-2010									1				1	1			1				4
1-9-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	19
15-9-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	7
16-9-2010							1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	12
17-9-2010													1								1
29-9-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
12-10-2010													1								1
13-10-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
27-10-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
9-11-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
11-11-2010													1								1
24-11-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
7-12-2010													1								1
8-12-2010	1	1		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	17
21-12-2010	1											1	1				1				4
4-1-2011	1	1		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	17
10-1-2011	1	1	1	1				1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	16
13-1-2011																					
1-2-2011							1	1				1									3
2-2-2011	1	1	1	1	1	1				1	1		1	1	1	1	1		1	1	15
10-2-2011																					
16-2-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
1-3-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
3-3-2011																					
14-3-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
30-3-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
7-4-2011																					
12-4-2011											1	1	1	1	1	1			1	1	8
13-4-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	10
27-4-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
5-5-2011																					
11-5-2011													1				1				2
3-6-2011																					
8-6-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
22-6-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
30-6-2011																					
6-7-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
20-7-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
4-8-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
5-8-2011																					
17-8-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
30-8-2011																					
31-8-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
14-9-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
15-9-2011																					
28-9-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	18
20-10-2011																					
25-10-2011													1				1				2
17-11-2011																					
24-11-2011																					2
Totaal	31	31	28	30	29	28	6	27	30	30	31	31	45	30	28	30	32		28	30	555
Grand Total																					

Databeschikbaarheid zink analyses (in groen: locaties en tijdstippen waarvoor ook afvoermetingen beschikbaar zijn)

Zink	locatie nummer																				Totaal
datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
25-1-2010													1				1	1			1
24-2-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1				1	16
1-3-2010													1				1	1			1
29-3-2010													1				1	1			1
28-4-2010													1				1	1			1
25-5-2010													1					1			1
21-6-2010													1				1	1			1
13-7-2010	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1		1				1	15
20-7-2010													1				1	1			1
5-8-2010	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
18-8-2010	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	14
19-8-2010									1				1	1			1	1			4
1-9-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	19
15-9-2010	1	1	1	1	1	1	1					1				1					7
16-9-2010								1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	12
17-9-2010													1				1	1			1
29-9-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
12-10-2010													1				1	1			1
13-10-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
27-10-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
9-11-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
11-11-2010													1				1	1			1
24-11-2010	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
7-12-2010													1				1	1			1
8-12-2010	1	1		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	17
21-12-2010	1										1	1					1				4
4-1-2011	1	1		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	17
10-1-2011	1	1	1	1				1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	16
13-1-2011																					
1-2-2011								1	1				1								3
2-2-2011	1	1	1	1	1	1				1	1		1	1	1	1	1		1	1	15
10-2-2011																					
16-2-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
1-3-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
3-3-2011																					
14-3-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
30-3-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
7-4-2011																					
12-4-2011											1	1	1	1	1	1			1	1	8
13-4-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1		1	1				1				10
27-4-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
5-5-2011																					
11-5-2011													1				1				2
3-6-2011																					
8-6-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
22-6-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
30-6-2011																					
6-7-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
20-7-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
4-8-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
5-8-2011																					
17-8-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
30-8-2011																					
31-8-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
14-9-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
15-9-2011																					
28-9-2011	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	18
20-10-2011																					
25-10-2011												1					1				2
17-11-2011																					
24-11-2011													1				1				2
Totaal	31	30	28	30	29	28	6	27	30	30	31	31	45	30	28	30	42	12	28	30	576

Bijlage

2

Risicobeoordeling

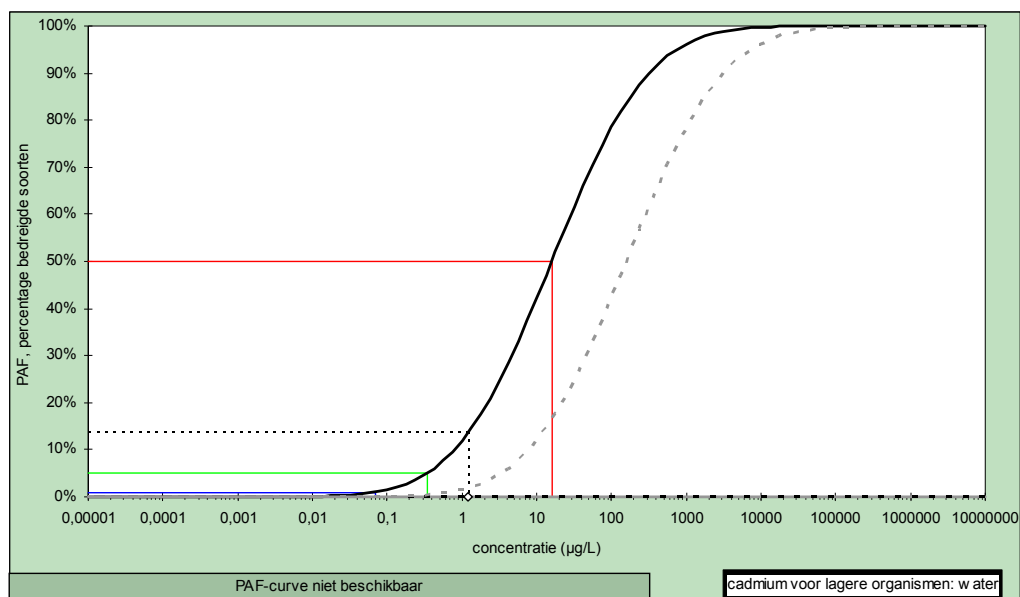
Uitdraai Omega – 1: NOEC's lagere organismen

Tabel a: Beschikbare NOEC's voor cadmium

De soorten met een NOEC < de ingevoerde concentratie van 1,22189345713711 µg/L voor cadmium zijn bedreigd.
Als de NOEC een QSAR (...) betreft, is dit aangegeven met * * *.

soort/proces	NL-naam	groep	NOEC (µg/L)
<i>Hyalella azteca</i>	roepootkreeftje	kreeftachtigen	0,29
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	watervlo	kreeftachtigen	0,41
<i>Peridinium</i> sp.		algen	0,56
<i>Daphnia magna</i>	watervlo	kreeftachtigen	0,86
<i>Moina macrocopa</i>		kreeftachtigen	1
<i>Emiliana huxleyi</i>		algen	1,1
<i>Hymenomonas carterae</i>		algen	1,1
<i>Proocentrum micans</i>	dinoflagellaat	algen	1,1
<i>Asterionella glacialis</i>		kiezelalgen	1,1
<i>Artemia salina</i>		kreeftachtigen	1,1
<i>Chara vulgaris</i>	kranswier	watplanten	1,1
<i>Gammarus fasciatus</i>	roepootkreeftje	kreeftachtigen	1,2
<i>Oncorhynchus kisutch</i>		vissen	1,3
<i>Daphnia pulex</i>	watervlo	kreeftachtigen	1,6
<i>Chironomus riparius</i>	vedermug	insekten	2
<i>Allochroestes compressa</i>	violkreeft	kreeftachtigen	2,1
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	regenboogforel	vissen	2,1
<i>Salvinia minima</i>		watplanten	2,2
<i>Salvelinus fontinalis</i>		vissen	2,5
<i>Aplexa hypnorum</i>		weefdieren	2,5
<i>Xenopus laevis</i>		amfibieën	3
<i>Jordanella floridae</i>		vissen	3
<i>Dreissena polymorpha</i>	drieoeksmossel	weefdieren	3
<i>Heterocapsa triquetra</i>		algen	3,4
<i>Lithodesmium undulatum</i>		algen	3,4
<i>Synechococcus bacillaris</i>		algen	3,4
<i>Thoracosphaera heimii</i>		algen	3,4
<i>Biddulphia mobiliensis</i>		kiezelalgen	3,4
<i>Mysidopsis bahia</i>		kreeftachtigen	3,7
<i>Oncorhynchus trutta</i>		vissen	3,8
<i>Catostomus commersoni</i>	zuigkarper	vissen	4,2
<i>Esox lucius</i>	snoek	vissen	4,2
<i>Micropterus dolomieu</i>		vissen	4,3
<i>Salvelinus namaycush</i>		vissen	4,4
<i>Cancer anthonyi</i>	krab	kreeftachtigen	5
<i>Pimephales promelas</i>		vissen	5
<i>Limnanthemum cristatum</i>		watplanten	5
<i>Crassostrea virginica</i>	oester	weefdieren	5
<i>Mysidopsis bigelowi</i>	gamaal	kreeftachtigen	5,1
<i>Spirodela punctata</i>		watplanten	6,9
<i>Stizostedion vitreum</i>		vissen	9
<i>Lemna trisulca</i>	kroos	watplanten	9
<i>Notropis cornutus</i>	glimvis	vissen	10
<i>Gymnodinium</i> sp.	dinoflagellaat	algen	11
<i>Rhizosolenia setigera</i>	diatomee	algen	11
<i>Streptotheca tamesis</i>		algen	11
<i>Scenedesmus subspicatus</i>		groenalgen	11
<i>Bacterastrum delicatulum</i>		kiezelalgen	11
<i>Bacterastrum hyalinum</i>		kiezelalgen	11
<i>Entosiphon sulcatum</i>		oerdiertjes	11
<i>Scenedesmus capricornutum</i>		groenalgen	15
<i>Ictalurus punctatus</i>	meerval	vissen	15
<i>Lemna polyrriza</i>	veelwortelig kroos	watplanten	20
<i>Aelosoma headleyi</i>		gelede wormen	30
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		groenalgen	31
<i>Chlorella vulgaris</i>		groenalgen	33
<i>Eichornia crassipes</i>		watplanten	33
<i>Ditylum brightwellii</i>		kiezelalgen	34
<i>Skeletonema costatum</i>	diatomee	kiezelalgen	34
<i>Anabaena variabilis</i>		blauwalgen	39
<i>Chlorella vulgaris</i>		groenalgen	39
<i>Brachionus calyciflorus</i>		oerdiertjes	40
<i>Mugil cephalus</i>		vissen	45
<i>Anabaena flos-aquae</i>		blauwalgen	50
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>		groenalgen	52
<i>Microcystis aeruginosa</i>		blauwalgen	70
<i>Pseudomonas putida</i>		bacteriën	80
<i>Chlorella fusca</i>		groenalgen	83
<i>Clupea harengus</i>	haring (baltisch)	vissen	100
<i>Dicrateria zhanjiangensis</i>		algen	110

Uitdraai Omega – 2: PAF-curve Cd lagere organismen en NOEC's hogere organismen



soort/proces	NL naam	groep	NOEC (mg/kg n QSAR?)
<i>Meleagris gallopavo</i>	kalkoen	vogels	0,04
<i>Anas platyrhynchos</i>	eend	vogels	0,32
<i>Streptopelia risoria</i>	duif	vogels	0,38
<i>Macaca mulatta</i>	rhesus aap	zoogdieren	0,6
<i>Gallus domesticus</i>	kip	vogels	2,4
<i>Ovis aemon aries</i>	schaap	zoogdieren	3
<i>Rattus norvegicus</i>	rat	zoogdieren	4
<i>Coturnix c. japonica</i>	japanse kwartel	vogels	7,6
<i>Bos primigenius taurus</i>	koe	zoogdieren	8
<i>Sus scrofa domesticus</i>	varken	zoogdieren	9

Uitdraai Omega – 3: Samenvatting berekening met standaard zwevende stof

Ingevoerde gegevens

concentratie gemeten in risicoberekening wordt uitgevoerd voor

Invoer van concentraties

Uitvoer

Het percentage bedreigde soorten voor de combinatie van stoffen is: %

Het maximum percentage bedreigde soorten voor een individuele stof is: %

Het percentage bedreigde soorten o.b.v. acute blootstelling voor de combinatie van stoffen is:

Het maximum percentage bedreigde soorten o.b.v. acute blootstelling voor een individuele stof is:

Formulier in- en uitvoer
Invoer van concentraties en resultaten PAF-berekening.

stof	concentratie mg/kg droge	PAF fractie bedreigde soorten	PAF_ acuut fractie acuut bedreigde soorten
cadmium	156	0,14	0,02
kwik anorg.			
kwik org.			
koper			
nikkel			
lood			
zink	10757	0,48	0,07

Invoer van concentraties

Uitvoer

Het percentage bedreigde soorten voor de combinatie van stoffen is: %

Het maximum percentage bedreigde soorten voor een individuele stof is: %

Het percentage bedreigde soorten o.b.v. acute blootstelling voor de combinatie van stoffen is:

Het maximum percentage bedreigde soorten o.b.v. acute blootstelling voor een individuele stof is:

Formulier in- en uitvoer
Invoer van concentraties en resultaten PAF-berekening.

stof	concentratie mg/kg droge	PAF fractie bedreigde soorten	PAF_ acuut fractie acuut bedreigde soorten
cadmium	156	0,79	0,31
kwik anorg.			
kwik org.			
koper			
nikkel			
lood			
zink	10757		

Vervolg Omega standaardberekening zwevende stof

Ingevoerde gegevens

concentratie gemeten in
standaard zwevend stof

risicoberekening wordt uitgevoerd voor
hogere organismen: viseters

Invoer van concentraties

Uitvoer

Het percentage bedreigde soorten voor de combinatie van 1 stoffen is: 4 %

Het maximum percentage bedreigde soorten voor een individuele stof is: 4 %

Het percentage bedreigde soorten o.b.v. acute blootstelling voor de combinatie van 1 stoffen is: 0

Het maximum percentage bedreigde soorten o.b.v. acute blootstelling voor een individuele stof is: 0

Formulier in- en uitvoer

Invoer van concentraties en resultaten PAF-berekening.

stof	concentratie mg/kg droge	PAF fractie bedreigde soorten	PAF_acuut fractie acuut bedreigde soorten
cadmium	156	0,04	0,00
kwik anorg.			
kwik org.			
koper			
nikkel			
lood			
zink	10757		

Voorbeeld uitdraai Sedisoil

Naam:	dlu	Datum:	22 Oktober 2010
Bedrijf:	Tauw	Versie:	1.0 bèta
Model:	SEDI SOIL 2001		
File:	D:\Daniela\Sedisoil\2008\sedisoil\SEDI SOIL1.XLS		
Naam locatie:	Tungelroyse beek		
Monsternum:	concept berekening		
Scenario:	water met mogelijkheden voor recreatie en visvangst		
Motivatie:			
Opmerkingen:			

BODEMTYPE	
pH waterbodem	8,00 [-]
fractie organische koolstof waterbodem	0,058 [-]
% lutum waterbodem	25,0 %
volumieke massa van de droge waterbodem	1,30 [kg/dm ³]
volumefractie water in waterbodem	0,40 [-]
fractie organische koolstof zwevend stof	0,116 [-]
% lutum zwevend stof	40,0 %
volumieke massa van droog zwevend stof	1,30 [kg/dm ³]
volumefractie water in zwevend stof	0,40 [-]
zwevend stof gehalte oppervlaktewater	3,00E-02 [mg/dm ³]
PARAMETERS VIS	
vetfractie vis	0,050 [kg vet/kg versgewicht]
drooggewichtfractie vis	0,100 [kg d.s./kg versgewicht]

SCENARIO (beschrijving)	aantal dagen per jaar/risiconsumptie			nptie uit eigen
	kind	volwassene	vangst (in % van totaal)	
water met mogelijkheden voor recreatie en visvangst	10	0,003	0,011 kg/dag	10%

BEOORDELING ACTUELE RISICO EN LEVENSLANG GEMIDDELTE BLOOTSTELLING

Contaminant	C-Sediment mg/kg d.s.	blootstelling mg/(kg L.g. d)	blootstelling /MTR	actueel risico
cadmium	1,60E+02	1,43E-07	0,00	NEE
zink	1,60E+04	1,62E-03	0,00	NEE

PROCENTUELE BIJDRAGE VAN DE VERSCHILLENDE BLOOTSTELLINGSROUTES AAN DE LEVENSLANG GEMIDDELT DAGELIJKSE BLOOTSTELLING

Contaminant	:-waterbodem mg/kg d.s.	ingestie waterbodem	ingestie opp. water	ingestie zwevend st.	derm. opn. via waterb.	derm. opn. via opp. water	consumptie vis
cadmium	160,00	0,00%	8,97%	34,93%	0,00%	0,00%	56,10%
zink	16.000,00	0,00%	0,16%	0,52%	0,00%	0,00%	99,32%

BLOOTSTELLING VOOR KIND EN VOLWASSENE

Contaminant	:-waterbodem mg/kg d.s.	blootst. kind mg/(kg L.g. d)	blootst. kind / MTR	blootst. volw. mg/(kg L.g. d)	blootst. volw. / MTR
cadmium	160,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00
zink	16.000,00	0,0020	0,00	0,0016	0,00

CONCENTRATIES IN DE DIVERSE MILIEUCOMPARTIMENTEN

Contaminant	:-waterbodem mg/kg d.s.	C-opp. water > zwevend st.		C-vis tax. wateropl.	
		mg/dm ³	mg/kg d.s.	mg/kg v.g.	mg/dm ³
cadmium	160,00	0,0005	64,89	0,01	3.000,00
zink	16.000,00	0,1000	11.000,25	100,00	3.000,00

SCENARIO EN STOFGEGEENS WAAROP DE BLOOTSTELLINGSBEREKENINGEN ZIJN GEBASEERD

Contaminant	M g/mol	S mol/m ³	log Kow	Koc	Kd sed dm ³ /kg	Kd zw. stof dm ³ /kg versg. gewicht	BCF vis	pKa	MTR mg/kg d.
cadmium	112,4	26,6904	-	-	86,668	129,779	10,0	-	0,0005
zink	65,4	45,8716	-	-	73,331	110,002	1.000,0	-	0,5000

Overzicht data waarmee humane risico's zijn berekend. Concentratie water in µg/l, sediment in mg/kg ds

Locatie	Cadmium		Zink		Mangaan	
	Water	Sediment	Water	Sediment	Water	Sediment
<i>Berekeningen met GGD model door studenten [15]</i>						
Kruispeel	2,7	38	430	2600	6900	7100
Leudal	3,3	5,9	130	230	-	320
Worst case (1)	3,3	38	960	2600	6900	7100
<i>Berekeningen met Sedisoil model door studenten [15]</i>						
Worst case (2)		48,3		4820		
<i>Berekeningen met Sedisoil model door Tauw</i>						
waterbodem		15		1800		
slibfractie		160		16.000		

1. Combinatie van hoogste waarden van verschillende meetpunten
2. Volgens tekst rapport zelfde waarden als bij GGD model, vermelde waarden staan in Sedisoil uitdraaien in bijlage

Bijlage

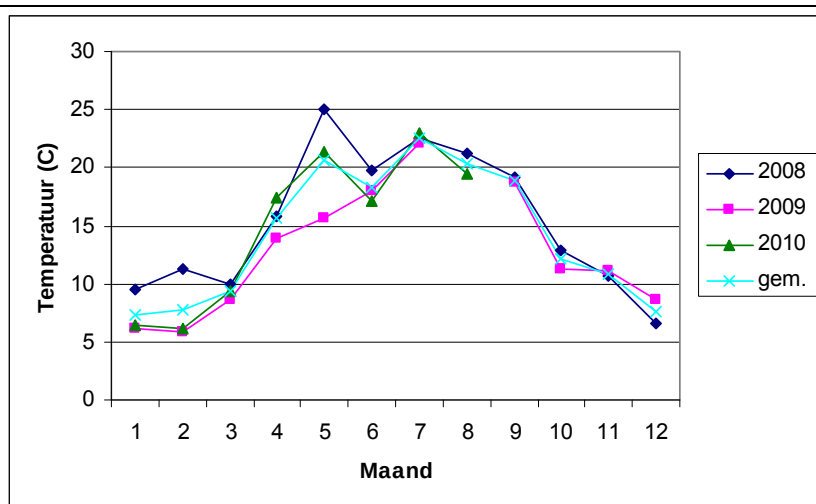
3

Aanvullend onderzoek

Inleiding en doelstelling

Er is aanvullend onderzoek gedaan naar processen in de waterfase van de Tungelroyse beek. Het voornaamste doel hierbij is om te bepalen in welke mate en met welke snelheid metalen uitvlokken of op andere wijze uit de vloeistof verdwijnen en wat de invloed is van condities zoals temperatuur, slibgehalte en de aanwezigheid van riet. De achtergrond hiervan is als volgt.

De vorming van mangaanneerslagen in de beek lijkt sterk te worden gestimuleerd door hogere temperaturen. Daarom zijn proeven uitgevoerd bij circa 22 °C ('zomertemperatuur', afgekort ZT) en 12 °C ('wintertemperatuur', afgekort WT). De keuze van deze temperaturen is gebaseerd op het verloop van de temperatuur in de periode 2008 – 2010, zie de navolgende figuur. Het zijn geen maxima of minima maar waarden die de gemiddelden in zomer en winter benaderen.



Figuur B3.1 Verloop temperatuur meetpunt duiker, per maand. Metingen Waterschap Peel en Maasvallei

Daarnaast is bekend dat mangaan in sterke mate neerslaat op planten en andere organismen. Daarom zijn ook proeven uitgevoerd met de toevoeging van stukjes rietstengel, waarbij een onderscheid is gemaakt tussen het deel van de stengel dat onder water staat (OW-riet) en het deel dat boven water staat (BW-riet). Dit onderscheid is van belang omdat zich op de planten waarschijnlijk mangaanoxiderende bacteriën vestigen en die zullen in de waterfase in sterkere mate aanwezig zijn dan boven water. Deze proeven zijn alleen bij zomertemperatuur uitgevoerd.

Een ander aspect dat van belang is, is het gehalte aan zwevende stof. Dit gehalte varieert in de loop van de tijd aanzienlijk, waarschijnlijk als gevolg van verschillen in bezinking en opwerveling van materiaal bij verschillende stroomsnelheden. Zwevende stof kan enerzijds extra metalen binden door toename van het adsorberende oppervlak, anderzijds zou remobilisatie op kunnen treden als het materiaal sulfiden bevat die in de waterfase geoxideerd worden.

Er is daarom bij zowel zomer- als wintertemperatuur een proef uitgevoerd waarbij het gehalte zwevende stof is verhoogd.

Voor alle proeven geldt dat het van belang is om het verloop in de tijd te bepalen. Dit geeft informatie over de snelheid van het proces, maar ook of in een bepaald deel van de beek (bijvoorbeeld de Kruispeel) al dan niet bepaalde reacties plaatsvinden. De volgende verblijftijden zijn van belang:

- Kruispeel in verband met sterke vorming mangaanneerslagen. Lengte traject duiker tot begin slibvang is circa 900 m. Minimale stroomsnelheid is 0,1 – 0,2 m/s. Verblijftijd maximaal ruim 2 uur
- Slibvang, inhoud circa 6.000 m³, gemiddeld zomerdebiet 437 m³/h, verblijftijd is dan 14 uur. Bij een debiet lager dan het gemiddelde wordt de verblijftijd uiteraard hoger
- Gehele beek, lengte circa 26 km. Bij een stroomsnelheid van 0,15 m/s + de verblijftijd van 14 uur in de zandvang is de totale verblijftijd 62 uur

Als luwe zones aanwezig zijn, kan een deel van het water een hogere verblijftijd hebben dan gemiddeld. Ook komen uiteraard lagere waarden voor dan het gemiddelde zomerdebiet, waardoor de verblijftijd gedurende een deel van de tijd hoger zal zijn. Gezien deze verblijftijden is gekozen voor de volgende bemonsteringstijdstippen: 0 (start proef), 2, 4, 24 en 66 uur.

Het voorgaande resulteert in de volgende proefopzet.

Medium	Zomertemperatuur (ca. 22 °C)	Wintertemperatuur (ca. 12 °C)
Water Tungelroyse beek	0 – 66 uur	0 – 66 uur
Idem + extra zwevende stof	0 – 66 uur	0 – 66 uur
Idem + stukjes stengel onderwater riet	0 – 66 uur	
Idem + stukjes stengel bovenwater riet	0 – 66 uur	

Werkwijze

De monsterneming is uitgevoerd op 26 juli 2011. Er is 20 l water bemonsterd direct vanuit de duiker onder de Zuid-Willemsvaart. Ter plekke is een monster gefiltreerd voor zware metalen analyse en zijn pH en temperatuur gemeten. In de beek zijn over een traject van 10 meter 3 monsters genomen van de bovenste 5 cm van de waterbodem, op elke locatie zijn ook 3 rietstengels bemonsterd, waarbij het deel onder de waterspiegel en het deel 20 – 70 cm boven de waterspiegel apart zijn gehouden.

De monsters zijn vervoerd naar het proeflab van Tauw en dezelfde dag ingezet. Na mengen van het watermonster is opnieuw een monster genomen voor zware metalen analyse, om na te gaan of er in de tijd tussen monsternamen in het veld en inzet op het lab iets is veranderd. Tevens is (al roerend) een monster genomen voor bepaling van zwevende stof en is het zuurstofgehalte bepaald.

Vervolgens is 5 l water in een kleinere emmer overgebracht en hieraan is 2 gram van het waterbodemmonster toegevoegd. Door korte tijd intensief te roeren is slib in suspensie gebracht. Daarna is rustig geroerd, zodanig dat het zand op de bodem bleef. Er is een monster genomen voor metalen analyse van het mengsel en bepaling van zwevende stof. Vervolgens zijn alle proeven ingezet door al roerend steeds 1,5 l water te bemonsteren en over te brengen in met salpeterzuur gereinigde bekerglazen. De inhoud is continu geroerd met magneetroerders, zodanig dat de roervlo net in beweging bleef. De proeven bij zomertemperatuur zijn bij kamertemperatuur uitgevoerd, de proeven bij wintertemperatuur zijn in een koelcel geplaatst. Aan beide proeven met riet zijn 10 stukjes stengel van 5 cm lengte toegevoegd. Aanhangend slib is van de stengels afgespoeld.

Na de inzet zijn monsters genomen voor zware metalenanalyse na 2 uur, 4 uur, 24 uur en 66 uur. Alle monsters zijn met behulp van ICP geanalyseerd op Cd, Fe, Mn, P en Zn. Op ieder tijdstip zijn ook pH en temperatuur bepaald.

Resultaten

De gegevens van de analyses en metingen aan de startmonsters zijn samengevat in tabel B3.1, de overige analyseresultaten in de tabellen B3.2 – B3.7.

Tabel B3.1 Analyseresultaten startmonsters

Parameter	Veld	Lab	Lab + slib
Zuurstof (mg/l)	-	7,4	-
Temperatuur (°C)	18,6	-	-
pH (-)	6,9	-	-
Aluminium (µg/l)	97	82	78
Fosfor (µg/l)	140	110	140
Mangaan (µg/l)	2300	2400	2400
IJzer (µg/l)	140	150	160
Cadmium (µg/l)	0,35	0,43	0,11
Zink (µg/l)	89	100	90
Zwevende stof (mg/l)	-	6	29

Uit tabel B3.1 blijken in het algemeen beperkte verschillen tussen het veld- en labmonster. Hierbij geldt dat verschillen van circa 10 % binnen de spreiding van de analyse vallen. De labwaarden zijn aangehouden als startwaarden voor de proeven. Het toevoegen van slib geeft in het algemeen ook beperkte verschillen, de meeste waarden zijn wat lager (mogelijk door adsorptie), cadmium is sterk verlaagd. Mangaan is onveranderd, fosfor en ijzer zijn (iets) hoger. Nalevering van deze stoffen uit het slib is mogelijk, het slib had op basis van geur een anaeroob karakter.

Tijdens de proeven stijgt de zomertemperatuur van circa 22 naar 25 °C. De wintertemperatuur fluctueert tussen 12 en 14 °C. De pH stijgt bij de proeven zonder riet van 6,9 (veld) naar 8,2, bij de proeven met riet naar circa 7,5. De waarden van de veldmetingen op de locatie fluctueren op langere termijn meestal tussen 7 en 8 maar waarden tussen 8 en 8,2 komen ook regelmatig voor. De pH bij de proeven is daarom niet afwijkend. De meest aannemelijk verklaring voor de toename is oververzadiging van het water met CO₂ ten opzichte van de atmosferische concentratie. In het lab stelt zich een nieuw evenwicht in, waarbij de pH stijgt omdat de CO₂-concentratie in het water daalt.

Tabel B3.2 Analyseresultaten proef Zomertemperatuur

Parameter	0	2 uur	4 uur	24 uur	66 uur
Temperatuur (°C)	-	21,9	23,5	24,6	25,4
pH (-)	6,9 (veld)	7,6	7,7	8,2	8,2
Aluminium (µg/l)	82	82	80	86	75
Fosfor (µg/l)	110	120	110	110	110
Mangaan (µg/l)	2400	2300	2300	2300	1600
IJzer (µg/l)	150	130	120	100	81
Cadmium (µg/l)	0,43	0,4	0,32	0,3	<0,1
Zink (µg/l)	100	89	92	79	32

Tabel B3.3 Analyseresultaten proef Zomertemperatuur + slib

Parameter	0	2 uur	4 uur	24 uur	66 uur
Temperatuur (°C)		22,1	23,6	24,9	25,5
pH (-)	6,9 (veld)	7,3	7,5	8,1	8,2
Aluminium (µg/l)	78	72	72	84	40
Fosfor (µg/l)	140	120	130	130	140
Mangaan (µg/l)	2400	2300	2300	2300	1200
IJzer (µg/l)	160	140	110	89	120
Cadmium (µg/l)	0,11	0,31	0,12	0,11	0,14
Zink (µg/l)	90	79	85	64	16

Tabel B3.4 Analyseresultaten proef Wintertemperatuur

Parameter	0	2 uur	4 uur	24 uur	66 uur
Temperatuur (°C)		13,3	12,3	12,9	11,8
pH (-)	6,9	7,3	7,5	8,1	8,2
Aluminium (µg/l)	82	78	87	81	88
Fosfor (µg/l)	110	110	110	110	110
Mangaan (µg/l)	2400	2300	2300	2300	2400
IJzer (µg/l)	150	130	130	120	140
Cadmium (µg/l)	0,43	0,45	0,26	0,39	0,32
Zink (µg/l)	100	89	95	93	95

Tabel B3.5 Analyseresultaten proef Wintertemperatuur + slib

Parameter	0	2 uur	4 uur	24 uur	66 uur
Temperatuur (°C)	-	14,4	13,4	13,8	12,4
pH (-)	6,9 (veld)	7,3	7,5	8,1	8,2
Aluminium (µg/l)	78	76	80	82	79
Fosfor (µg/l)	140	120	120	120	140
Mangaan (µg/l)	2400	2300	2300	2300	2400
IJzer (µg/l)	160	150	120	110	130
Cadmium (µg/l)	0,11	0,21	0,24	0,14	0,14
Zink (µg/l)	90	80	83	72	68

Tabel B3.6 Analyseresultaten proef Zomertemperatuur + onderwaterriet

Parameter	0	2 uur	4 uur	24 uur	66 uur
Temperatuur (°C)	-	21,7	23,6	24,8	25,5
pH (-)	6,9 (veld)	7,3	7,3	7,3	7,5
Aluminium (µg/l)	82	71	72	54	16
Fosfor (µg/l)	110	310	350	150	280
Mangaan (µg/l)	2400	2400	2400	2300	6,3
IJzer (µg/l)	150	130	140	62	<20
Cadmium (µg/l)	0,43	0,45	0,36	0,29	0,13
Zink (µg/l)	100	88	91	79	6,1

Tabel B3.7 Analyseresultaten proef Zomertemperatuur + bovenwaterriet

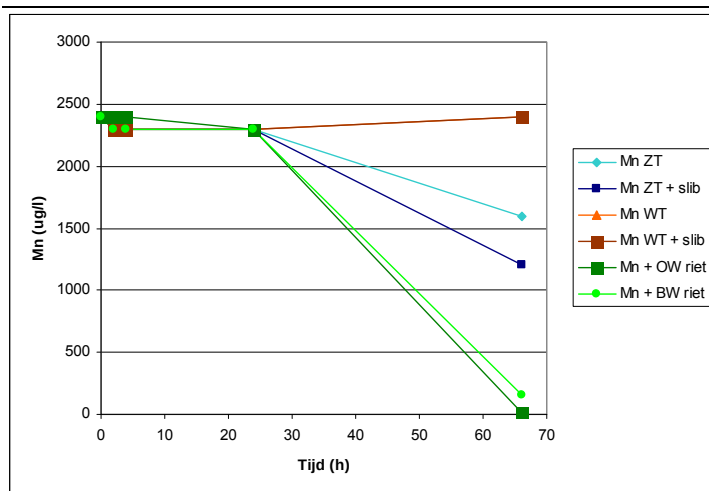
Parameter	0	2 uur	4 uur	24 uur	66 uur
Temperatuur (°C)	-	21,7	23,4	24,8	25,3
pH (-)	6,9 (veld)	7,2	7,4	7,1	7,3
Aluminium (µg/l)	82	73	73	64	14
Fosfor (µg/l)	110	400	470	25	1300
Mangaan (µg/l)	2400	2300	2300	2300	160
IJzer (µg/l)	150	130	140	31	<20
Cadmium (µg/l)	0,43	0,47	0,38	0,19	0,16
Zink (µg/l)	100	92	98	94	40

De resultaten van de chemische analyses worden navolgend per parameter besproken.

De **aluminium**concentratie daalt bij de proeven met alleen water niet of weinig (iets bij ZT). Als slib wordt toegevoegd, daalt de concentratie na 24 uur af tot circa 50 % van de beginwaarde. Als riet wordt toegevoegd daalt de concentratie in sterkere mate tot eindwaarden die ongeveer 80 % lager liggen dan de beginconcentratie.

Voor **fosfor** geldt dat de concentraties in de proeven zonder en met slib op termijn vrijwel constant blijven. De toevoeging van slib resulteert in een stijging van de fosforconcentratie van 110 naar 140 µg/l. Als rietstengels worden toegevoegd stijgt de fosforconcentratie aanzienlijk, bij onderwaterriet is de eindwaarde 280 µg/l, bij bovenwaterriet zelfs 1300 µg/l. Fosfor zal vrijkomen door lysis en/of afbraak van organisch materiaal, deze processen zullen in de loop van de proef intensiveren. Organische stof is niet gemeten, maar op basis van visuele waarnemingen en een toename van de filtratie-weerstand is het aannemelijk dat ook DOC is vrijgekomen.

Mangaan blijft bij alle proeven gedurende de eerste 24 uur (vrijwel) stabiel, daarna treedt in wisselende mate een afname op, zie figuur B3.2. Het is duidelijk dat de verwijdering (oxidatie) van mangaan wordt bevorderd door een hogere temperatuur en de toevoeging van slib. Bij de wintertemperatuur (zowel met als zonder slib) verandert er niets. De sterkste afname is gemeten in de proeven met riet, waarbij met onderwaterriet de laagste waarde wordt bereikt.



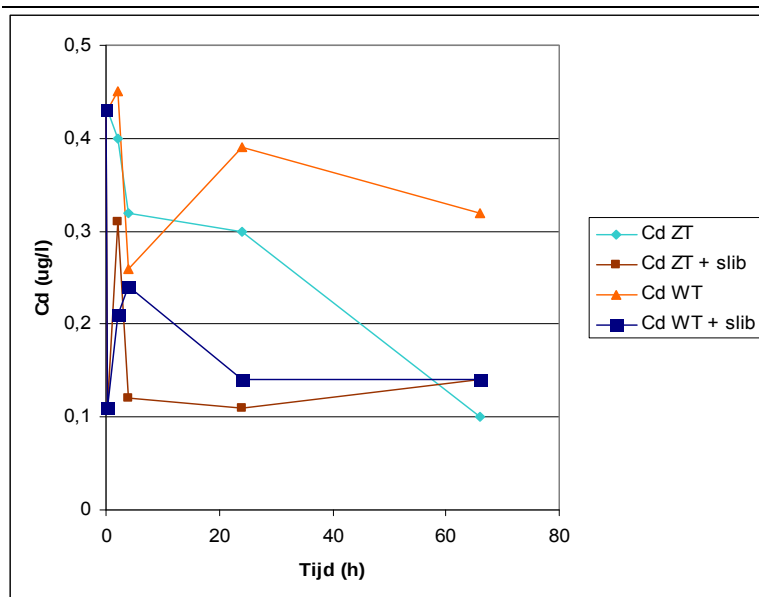
Figuur B3.2 Verloop mangaanconcentraties bij laboratoriumproeven. ZT = Zomertemperatuur, WT = Wintertemperatuur, + slib = extra zwevende stof toegevoegd, + riet = stukjes stengel van onder water (OW) respectievelijk boven water (BW) toegevoegd.

Hieruit blijkt dat adsorptie aan slib voor mangaan geen rol van betekenis speelt. De chemische oxidatie van mangaan verloopt langzaam maar het is bekend dat deze sterk kan worden versneld door mangaanoxiderende bacteriën. Deze bacteriën hechten zich aan oppervlakken, zodat daar een hoge dichtheid ontstaat en neerslagen van mangaanoxiden worden gevormd.

Duidelijk is dat dit proces aan het oppervlak van waterplanten plaatsvindt, maar het oppervlak van de waterbodem kan ook een geschikte biotoop zijn voor deze bacteriën. Onderwaterriet zal naar verwachting van nature de meeste mangaanoxiderende bacteriën bevatten en dit blijkt ook uit de resultaten. Echter, in het bovenwaterriet treedt ook in vergaande mate verwijdering op.

Voor **ijzer**, waarvan het concentratie-niveau in vergelijking met mangaan veel lager is, gelden deels vergelijkbare effecten als mangaan. De afname verloopt ook hier bij hogere temperatuur duidelijk beter. Op lange termijn geeft de toevoeging van slib geen lagere concentraties. De maximale afname wordt gevonden bij de proeven met riet.

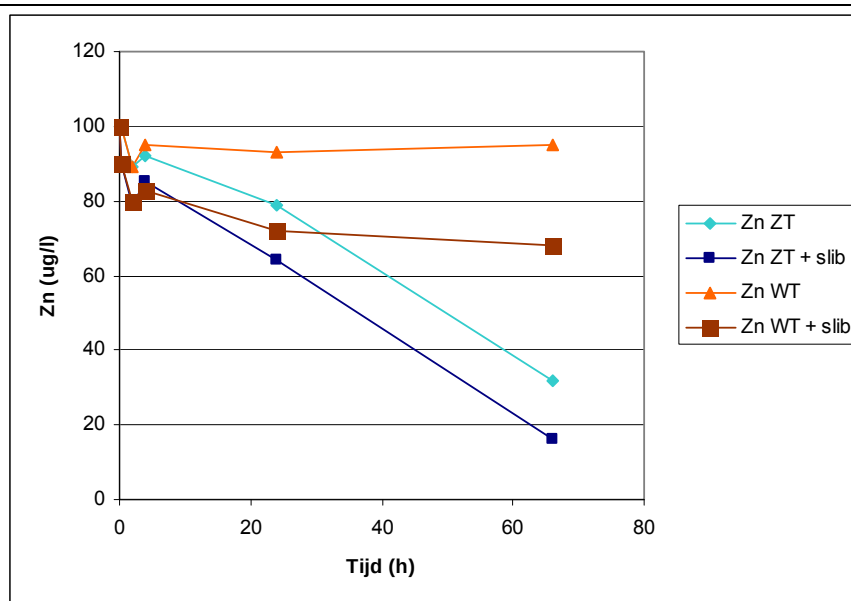
De resultaten van **cadmium** zijn weergegeven in figuur B3.3. De concentraties dalen eerst snel, wellicht als gevolg van sorptie aan zwevende stof (invloed van de stijging van de pH is niet uitgesloten). Vervolgens treedt in de periode 24 – 66 een verdere afname op, waarbij trage sorptie-processen (WT) en de co-precipitatie met mangaan (ZT) een rol kunnen spelen. Als slib wordt toegevoegd daalt de concentratie eerst zeer snel naar een lage waarde (startwaarde na mengen met slib) om vervolgens weer toe te nemen. Het is denkbaar dat cadmium snel preferent adsorbeert maar dat het systeem nog niet op evenwicht is, waardoor een deel later weer desorbeert (dit speelt bij de proef WT zonder slib mogelijk ook een rol). Echter ook met deze desorptie blijven de concentraties met slibdeeltjes duidelijk lager dan bij de proeven zonder slib, uitgezonderd de laatste waarde van ZT-proef. Slibdeeltjes resulteren dus in een afname van de concentratie in de waterfase, waarbij adsorptie waarschijnlijk het belangrijkste mechanisme is.



Figuur B3.3 Verloop cadmiumconcentraties bij laboratoriumproeven. ZT = Zomertemperatuur, WT = Wintertemperatuur, + slib = extra zwevende stof toegevoegd.

De verhoogde temperatuur resulteert duidelijk in een betere verwijdering vanuit de waterfase, maar heeft (zeker op langere termijn) geen effect op de sorptie aan slibdeeltjes. Als riet wordt toegevoegd (niet afgebeeld) dalen de concentraties wat minder sterk dan zonder riet. Een mogelijke verklaring hiervoor is het vrijkomen van DOC, dat complexerend werkt en daardoor de oplosbaarheid vergroot.

De resultaten van **zink** zijn weergegeven in figuur B3.4. Bij zink is ook iets te zien van een minimum na twee uur, waarna de concentraties weer wat toenemen. Bij lage temperatuur treedt op lange termijn nauwelijks verwijdering op, bij hoge temperatuur is de eindconcentratie circa 30 % van de startwaarde. Het toevoegen van slib resulteert meteen in lagere concentraties en dit verschil blijft in de loop van de proef in stand. Met name bij zomertemperatuur is de afname gedurende de hele proef vrijwel lineair. Gezien het verschil met de WT, is de afname tussen 24 en 66 uur waarschijnlijk een gevolg van co-precipitatie met mangaan (bij WT treedt die niet op).



Figuur B3.4 Verloop zinkconcentraties bij laboratoriumproeven. ZT = Zomertemperatuur, WT = Wintertemperatuur, + slib = extra zwevende stof toegevoegd.

De proef met onderwaterriet (niet afgebeeld) geeft tot en met 24 uur vrijwel identieke concentraties als de proef met water zonder toevoeging (ZT), de laatste waarde is echter lager. Bij de proef met bovenwaterriet zijn de concentraties vergelijkbaar met tot hoger dan de ZT-proef. Evenals bij cadmium, is er vermoedelijke sprake van zowel positieve als negatieve effecten. Positief is extra oppervlak en extra precipitatie van mangaan, negatief is extra DOC, waardoor de oplosbaarheid juist toeneemt. Gezien de verschillen tussen onderwater- en bovenwaterriet, is de balans tussen deze processen blijkbaar gevoelig.

De rol van mangaan wordt mede verduidelijkt door eerder onderzoek in het kader van het ontwerp van de slibvang [2]. Er is toen een analyse uitgevoerd van vlokken die op langere termijn (circa 1 week) werden gevormd. Hieruit blijkt dat mangaan het belangrijkste bestanddeel is van de vlokken, maar dat ook andere macro-komponenten, zink en cadmium aanwezig zijn. Het is daarom zeker dat zware metalen via co-precipitatie en/of sorptie aan de mangaanhydroxiden worden verwijderd. Tegelijk worden wellicht ook fijne slibdeeltjes ingesloten. Analyseresultaten van de 'zwarte aanslag' op planten bevestigen dit beeld [10].

Tabel B3.8 Samenstelling vlokken die in de loop van bezinkproeven (circa 1 week) zijn ontstaan. Ontsluiting met HF [2]. Alle gehalten in mg/kg ds

Parameter	Gehalte
Aluminium	33.000
Cadmium	161
IJzer	41.900
Mangaan	68.700
Zink	19.600

Samengevat kan gesteld worden dat het water met betrekking tot opgeloste zware metalen een 'zelfreinigend vermogen' heeft. Dit vermogen wordt geleverd door:

- Adsorptie aan zwevende stof
- Nieuwvorming van mangaanhydroxiden die metalen binden. Deze nieuwvorming kan in de vloeistoffase plaatsvinden, maar wordt aanzienlijk versneld als er plantendelen aanwezig zijn waarop mangaanoxiderende bacteriën kunnen groeien. Het is bekend dat de oxidatie van mangaan (en ijzer) sterk kan worden versneld door de activiteit van bacteriën
- Mogelijk speelt ook de toename van de pH een rol. Hoewel de gemeten pH-waarden ook in de praktijk voor komen, zijn de waarden vanaf 24 uur en langer relatief hoog

Het vrijkomen van DOC werkt waarschijnlijk negatief (heeft een mobiliserend effect) maar de proefopzet is in relatie tot de praktijk tamelijk extreem. Er zijn stukjes vers riet toegevoegd, die tijdens de proef gaan afsterven. Normaal verloopt dit proces veel geleidelijker. Wat er bij de proef gebeurt lijkt wel op een situatie dat groene waterplanten worden gemaaid en er veel maaisel in het water terechtkomt. Dit kan dus (tijdelijk) een negatief effect geven.

Gezien de resultaten van deze proef heeft opwerveling van slib uit de waterbodem een positief effect op de waterkwaliteit (afname van concentratie aan opgeloste metalen door extra sorptie). Het lijkt er dus op dat er geen mobilisatie optreedt van sulfide-gebonden metalen of dat deze mobilisatie minder sterk is dan de extra binding door sorptie. Het gebruikte monster had op basis van de geur een anaeroob karakter, wel is het onzeker of dit monster representatief is voor de volledige waterbodem in de beek. De resultaten laten zien dat cadmium relatief sterker door adsorptie wordt verwijderd dan zink.

Op basis van deze resultaten kan er, gezien de verblijftijd van het water, in de Kruispeel geen mangaanoxidatie optreden. Het is echter duidelijk dat dit op oppervlakken van planten wel gebeurt. Blijkbaar ontwikkelt zich op deze oppervlakken een populatie van bacteriën, die continu mangaan aan het water onttrekt en oxideert, waardoor neerslagen worden gevormd. Dit proces resulteert wellicht in een beperkte verwijdering in relatie tot de concentraties in de waterfase, maar op langere termijn ontstaan toch dermate dichte neerslagen dat deze tot schade voor de organismen (kunnen) leiden. Duidelijk is ook dat verhoging van de temperatuur het proces versnelt. Gezien het trage tempo van de mangaanoxidatie is het aannemelijk dat in vrijwel het gehele beektraject nog nieuwvorming van mangaanoxiden op kan treden, tenzij er zoveel oppervlak beschikbaar is dat mangaanoxiderende bacteriën het mangaan sneller kunnen verwijderen.

Hoewel mangaan enerzijds een probleem vormt voor de waterkwaliteit, biedt het anderzijds een kans om de waterkwaliteit te verbeteren. Het proces van mangaanoxidatie moet dan wel versneld en beheerst kunnen worden. Hiervoor zijn in theorie de volgende opties:

- Vergroten van de verblijftijd
- Vergroten van het aanhechtingsoppervlak voor bacteriën
- Verhogen van de temperatuur

Deze randvoorwaarden zijn te vertalen in een helofytenfilter of een filterconstructie met een anorganisch substraat. Gezien de invloed van de temperatuur lijkt het overigens niet waarschijnlijk dat in de winter voldoende verwijdering kan worden bereikt, maar dit seizoen is ook minder belangrijk voor de ecologische risico's. In de zomerperiode kan onder bepaalde randvoorwaarden wellicht wel een vergaande zuivering worden bereikt.

Een andere optie om zware metalen te verwijderen uit de waterfase is het verhogen van de slibconcentratie in een compartiment van de beek in combinatie met bezinking. Dit is te realiseren door voorin de slibvang deeltjes toe te voeren die nog voldoende adsorptie-capaciteit bezitten. Vervolgens bezinken deze. Technisch gezien is dit een complexe optie, ook omdat rekening moet worden gehouden met sterk wisselende stroomsnelheden.

Bijlage

4

Aanvullende gegevens slibkwaliteit

Tabel B4.1 Slibkwaliteit in potjes voor, in en na de zandvang. Mediaanwaarden 4 metingen maart / april 2011

Parameter	Voor	In	Na
Code	DTung B13	DTung B14	DTung B15
XY			
Mangaan (mg/kg ds)	19.500	16.000	27.000
IJzer (mg/kg ds)	20.000	18.500	31.000
Cadmium (mg/kg ds)	56,5	57,5	77,0
Zink (mg/kg ds)	6.100	5.750	9.600
Indamprest (% m/m)	16,3	15,3	14,2
Gloeiverlies (% van ds)	16,2	19,2	22,3

Tabel B4.2 Gehalten mangaan en zink, slib in potjes en aanslag op potjes, metingen 28.07.2009. Alle waarden in mg/kg ds.

Locatie	Mn slib	Mn wand	Zn slib	Zn wand
Hoort	770	1.200	1.800	1.200
Verlegde TB	3.100	36.000	10.000	11.000
Lozingspunt Nyrstar	8.300	290.000	17.000	2.400
Oude TB	11.000	270.000	6.300	3.500
TB Kruispeel	17.000	230.000	11.000	3.800
TB Golfbaan	32.000	250.000	13.000	5.600
TB Diesterbaan	41.000	310.000	6.900	4.600

Tabel B4.3 Slibkwaliteit in potjes vier locaties, monstername 22.08.2011

Parameter	Golfbaan	Raam	Neerbeek voor zandvang	Neerbeek na zandvang
Code	DTung B05	ORAAMB01	ONEERB01	ONEERB02
Mangaan (mg/kg ds)	12.000	1.200	1.100	2.800
IJzer (mg/kg ds)	28.000	80.000	26.000	49.000
Zwavel (mg/kg ds)	9.000	3.200	1.250	2.200
Cadmium (mg/kg ds)	81	8,2	15	17
Zink (mg/kg ds)	7.800	870	420	670
Indamprest (% m/m)	17,0	16,9	36,5	24,3
Gloeiverlies (% van ds)	18,8	14,3	10,5	13,2
Soort. massa (kg/m3)	1.098	1.081	1.262	1.107
Slibvolume (ml) (gem.)	134,5	64	131	90,5
Fractie <2 um (% van ds)	15	-	8,6	-
Fractie <16 um (% van ds)	25	-	13	-

**Tabel B4.4 Slibkwaliteit in potjes vier locaties, monstername 22.08.2011. Mediaanwaarden 7 – 9
(Kruispeel 13) metingen per meetpunt, Raam en verder 1 meting in aug. 2011, Tungelroy 4 metingen.
Meetperiode juli 2009 – augustus 2011. Metalen in mg/kg ds.**

Locatie	n	Mn	Cd	Fe	Zn	Indamprest (% m/m)	Gloeiverlies (% van ds)	Fractie <2 um (% van ds)	Fractie <16 um (% van ds)
Hoort	9	1.200	12	11.000	1.700	17,1	17,0	7,3	8,8
Verlegde TB	9	2.300	79	23.000	10.000	5,8	24,7	14,0	22,0
Lozingspunt Nyrstar	9	12.000	240	89.000	17.000	5,1	26,9	22,5	32,5
Oude TB	9	19.000	62	20.000	5.000	12,0	14,0	7,4	12,0
TB Kruispeel	13	25.000	62	24.000	6.700	17,0	15,6	11,0	16,5
TB Golfbaan	7	28.000	120	29.000	11.000	14,7	20,8	19,0	30,0
TB Diesterbaan	7	41.000	69	23.000	6.200	16,4	16,3	11,0	17
TB Raam	1	1.200	8,2	80.000	870	16,9	14,3	-	-
TB Tungelroy	4	700	9,5	87.000	915	18,5	15,8	6,4	16,0
TB Vissensteert	2	300	1,4	26.500	185	1,3	46	-	-
TB voor Rog. Beek	1	1.100	15	26.000	420	36,5	10,5	8,6	13,0
TB Neer na zandvang	1	2.800	17	49.000	670	24,3	13,2	-	-

Tabel B4.5 Metingen waterbodemonwikkeling januari 2010

Locatie / code	Diepte (cm)	Datum	<2 µm (% van ds)	Org. Stof (% van ds)	Zn (mg/kg ds)	Cd (mg/kg ds)	Mn (mg/kg ds)
<i>Kruispeel</i>							
OWBTung 011	0 - 5	01.2010	4,0	9	2.600	38	7.100
OWBTung 012	5 - 25	01.2010	2,9	10	1.700	32	1.400
OWBTung 013	25 - 50	01.2010	2,3	8	2.200	27	880
<i>Brug Beauchamps</i>							
OWBTung 021	0 - 5	01.2010	3,4	3	530	6,4	560
OWBTung 022	5 - 25	01.2010	2,7	2	110	1,9	52
OWBTung 023	25 - 50	01.2010	2,9	1	73	0,91	53
<i>Tracé 2</i>							
OWBTung 041	0 - 5	01.2010	1,5	1	250	19	220
OWBTung 042	5 - 25	01.2010	1,2	1	25	0,23	140
OWBTung 043	25 - 50	01.2010	1,4	0	15	0,1	15
<i>Heltenbosdijk</i>							
OWBTung 061	0 - 5	01.2010	0,94	1	18	0,18	20
OWBTung 062	5 - 25	01.2010	2,3	1	12	0,1	18
OWBTung 063	25 - 50	01.2010	1,3	0	10	0,1	13
<i>Vloedmolenweg Stramproy</i>							
OWBTung 081	0 - 5	01.2010	5,3	5	350	4,3	1.200
OWBTung 082	5 - 25	01.2010	3,6	2	72	1,3	150
OWBTung 083	25 - 50	01.2010	3,7	1	72	1,5	44
<i>Wisbroek</i>							
OWBTung 071	0 - 5	01.2010	2,8	3	220	3,3	120
OWBTung 072	5 - 25	01.2010	1,3	2	220	11	22
OWBTung 073	25 - 50	01.2010	0,7	1	110	12	16
<i>Krang</i>							
OWBTung 021	0 - 5	01.2010	2,5	4	200	13	120
OWBTung 022	5 - 25	01.2010	2,6	4	220	15	100
OWBTung 023	25 - 50	01.2010	3,3	5	230	11	260
<i>EII</i>							
OWBTung 021	0 - 5	01.2010	6,5	12	770	14	550
OWBTung 022	5 - 25	01.2010	9,4	13	610	14	130
OWBTung 023	25 - 50	01.2010	6,9	8	770	33	91
<i>Leveroy</i>							
OWBTung 021	0 - 5	01.2010	2,9	2	390	14	83
OWBTung 022	5 - 25	01.2010	3,2	1	410	17	24
OWBTung 023	25 - 50	01.2010	3,6	1	74	4,2	26

Locatie / code	Diepte (cm)	Datum	<2 µm (% van ds)	Org. Stof (% van ds)	Zn (mg/kg ds)	Cd (mg/kg ds)	Mn (mg/kg ds)
<i>Speckerweg Leudal</i>							
OWBTung 021	0 - 5	01.2010	1,1	0	50	0,58	47
OWBTung 022	5 - 25	01.2010	1,1	1	52	0,61	59
OWBTung 023	25 - 50	01.2010	1,2	1	69	0,88	54
<i>St. Servaaskapel Leudal</i>							
OWBTung 021	0 - 5	01.2010	2	1	140	3,7	150
OWBTung 022	5 - 25	01.2010	1,6	1	110	3,1	110
OWBTung 023	25 - 50	01.2010	2,5	1	230	5,9	320

Bijlage

5

Aanvullende informatie ecologie

Overzicht van kenmerkende soorten macrofauna en diatomeeën

Macrofauna

De kenmerkende macrofaunagemeenschap van langzaamstromende midden- en benedenlopen is zeer soortenrijk. Naast rheofiele soorten komen ook limnofiele soorten voor. De belangrijkste groepen zijn kokerjuffers, waterkevers, watermijten en larven van steenvliegen, haften, libellen en vedermuggen (ook wel dansmuggen genoemd). Kenmerkend is tevens de inheemse Rivierkreeft. Vooral onderstaande soorten steenvliegen, kokerjuffers, haften en libellen zijn indicatief voor schone en heldere wateren met een redelijke stroomsnelheid [Bal *et al*, Verdonschot, Pauw&Vannevel]:

- *Steenvliegen*: *Amphinemura standfussi*, *Amphinemura sulcicollis*, *Leuctra fusca*, *Leuctra nigra*, *Marthamea selysii*, *Nemoura cambrica*, *Nemurella pictetii*, *Perlodes microcephala*, *Protonemura meyeri*, *Protonemura nitida*, *Taeniopteryx nebulosa*
- *Kokerjuffers*: *Agapetus ochripes*, *Allogamus auricollis*, *Annitella obscurata*, *Glossosoma conformis*, *Goera pilosa*, *Halesus tessellatus*, *Hydatophylax infumatus*, *Hydropsyche pellucidula*, *Hydropsyche siltalai*, *Hydroptila cornuta*, *Ithytrichia lamellaris*, *Lepidostoma hirtum*, *Limnephilus fuscicornis*, *Litrax obscurus*, *Lype phaeopa*, *Odontocerum albicorne*, *Oligoplectrum maculatum*, *Potamophylax luctuosus*, *Setodes argentipunctellus*, *Silo nigricornis*, *Tinodes unicolor*
- *Haften*: *Baetis muticus*, *Baetis niger*, *Caenis rivulorum*, *Centroptilum pennulatum*, *Ecdyonurus lateralis*, *Ecdyonurus torrentis*, *Ecdyonurus venosus*, *Ephemerella ignita*, *Habroleptoides modesta*, *Heptagenia sulphurea*, *Metreletus balcanicus*, *Paraleptophlebia cincta*, *Paraleptophlebia submarginata*
- *Libellen*: *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster boltonii*, *Gomphus vulgatissimus*, *Ophiogomphus cecilia*, *Orthetrum cancellatum*, *Platycnemis pennipes*
- *Vedermuggen*: *Cardiocladius capucinus*, *Epiococladius ephemeræ*, *Eukiefferiella discoloripes*, *Eukiefferiella ilkleyensis*, *Nanocladius rectinervis*, *Odontomesa fulva*, *Orthocladius oblidens*, *Thienemanniella flaviforceps*,
- *Kevers*: *Deronectus latus*, *Deronectus platynotus*, *Elmis obscura*, *Elmis maugetii*, *Elodes minuta*, *Esolus angustatus*, *Esolus parallelepipedus*, *Hydraena belgica*, *Hydraena gracilis*, *Hydraena minutissima*, *Hydraena pulchella*, *Limnius opacus*, *Limnius volckmari*, *Oreodytes sanmarki*, *Riolus cupreus*, *Scarodytes halensis*
- *Wants*: *Aphelocheirus aestivalis*, *Velia saulii*
- *Mijten*: *Protzia invalvaris*, *Sperchon setiger*, *Sperchonopsis verrucosa*, *Torrenticola amplexa*
- *Kreeftachtigen*: *Astacus astacus*, *Gammarus fossarum*

Diatomeeën

Net als voor macrofauna geldt voor diatomeeën dat veel soorten zeer indicatief zijn voor de kwaliteit van het water waarin ze voorkomen. Er zijn verschillende indexen bekend waarin de diatomeeën worden verdeeld in klassen die een bepaalde mate van verontreiniging of eutrofiering aanduiden.

Eén van de methoden die wordt toegepast is de zogenaamde IPS (index de polluosensitivité spécifique). Volgens deze index kunnen de volgende soorten in schone, langzaamstromende midden- en benedenlopen worden aangetroffen:

Achnanthes bioretii, *Achnanthes dauvi*, *Achnanthes helvetica*, *Achnanthes lanceolata*, *Achnanthes minutissima*, *Achnanthes minutissima* var. *affinis*, *Achnanthes oblongella*, *Achnanthes ploenensis* var. *gessneri*, *Amphora libyca*, *Amphora pediculus*, *Brachysira procera*, *Cocconeis pediculus*, *Cocconeis placentula*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Cymbella minuta*, *Cymbella silesiaca*, *Eunotia implicata*, *Eunotia meisteri*, *Eunotia minor*, *Eunotia pectinalis*, *Eunotia soleirolii*, *Fragilaria capucina*, *Fragilaria capucina* var. *mesolepta*, *Flagilaria construens*, *Flagilaria pinnata*, *Frustulia saxonica*, *Gomphonema acuminatum*, *Gomphonema clavatum*, *Gomphonema olivaceum*, *Meridion circulare*, *Melosira varians*, *Navicula antonii*, *Navicula capitata*, *Navicula clementis*, *Navicula cryptotenella*, *Navicula evanida*, *Navicula radiosa*, *Navicula rhynchocephala*, *Neidium ampliatum*, *Nitzschia acidoclinata*, *Nitzschia dissipata* var. *media*, *Pinnularia intermedia*, *Pinnularia subcapitata*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Stauroneis anceps*, *Surirella amphioxys*, *Surirella augusta*, *Tabellaria flocculosa* [Van Dam].

Literatuur

Bal, D. *et al.* Handboek Natuurdoeltypen, Expertisecentrum ministerie van LNV, 2001

Dam, H. van. Een herziene KRW-maatlat voor het fyto-benthos van stromende wateren. Rapport 618.2. 2007

Pauw, N. de & R. Vannevel. Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Stichting Leefmilieu Antwerpen, Dossier nr. 11, 1993

Verdonschot, P. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 2: Beken. Expertisecentrum LNV/Alterra 2000