
KENNISDOCUMENT

Beekslib



Piet F.M. Verdonschot & Ralf C.M. Verdonschot

Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research

Februari 2021

Referaat

Stroming is de meest essentiële sleutelfactor voor het goed functioneren van een beek en daarmee ook voor een goede chemische en biologische kwaliteit. Verslibbing treedt op als de stroming vermindert of wegvalt en leidt tot een sterk gedegradeerde toestand. Verslibbing is een van de meest kwaliteitsbedreigende factoren voor de waterkwaliteit in de beek. Verslibbing van beekbodems leidt tot de ontwikkeling van massale groei van waterplanten. Verslibbing neemt de zuurstof weg uit het water waardoor veel kleine beekdieren verdwijnen en vissen ondervinden veel stress en eieren en larven van sommige soorten sterven. De meest effectieve maatregelen richten zich op de bron waar ook in het stroomgebied en in de beekdalbufferzone en hebben een gecombineerd effect niet alleen op vermindering van de slibafspoeling maar ook op een reductie van de nutriëntenbelasting en de vergiftiging.

Auteurs

Verdonschot P.F.M. & Verdonschot R.C.M. (*correspondentie*: piet.verdonschot@wur.nl)

Opdrachtgever

Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK)

Projectgroep

Gebruikerscommissie Kennisimpuls waterkwaliteit Systemekennis ecologie en waterkwaliteit

Leesgroep

Esther de Jong (Waterschap Limburg), Gertie Schmidt (Waterschap Vechtstromen), Nikki Dijkstra (HDSR)

Wijze van citeren

Verdonschot P.F.M. & Verdonschot R.C.M. (2020). Kennisdocument Beekslib. Kennisimpuls Waterkwaliteit. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen. 11 pp.

Trefwoorden

Biochemische processen, Bufferzones, 5B-concept, Afvoer verhogen

Beeldmateriaal

Piet Verdonschot

Dit project is uitgevoerd in opdracht van de Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK).

DOI: <https://doi.org/10.18174/544228>

© 2021 Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Inhoud	1
1 Inleiding	2
2 Effecten	3
2.1 Slib	3
2.2 Effecten op andere sleutelfactoren (biochemische processen)	3
2.3 Ecologische responsen	5
3 Maatregelen	7
3.1 Maatregelen op en langs percelen	7
3.2 Het 5-B-concept: toepassing van bufferzones in beekdalen (Verdonschot 2010)	7
3.3 Maatregelen in de beek	9
4 Conclusies	10
5 Literatuur	11

1 Inleiding

Veranderd landgebruik en versnelde waterafvoer door drainage, boskap en bodemuitputting enerzijds en bemesting anderzijds hebben geleid tot vergroting van de afspoeling van fijn mineraal sediment en organisch materiaal naar beken. Beide fracties fijn materiaal worden samen aangeduid als beekslib. Door kanalisatie, normalisatie, regulatie en drainage van het landschap is de stroming in veel beken soms hoog (korte piekafvoeren) maar meestal lager tot veel lager dan de oorspronkelijke basisafvoer. Verdamping en wateronttrekking nemen nog meer afvoer weg waardoor lange perioden met stagnatie en in de kleinere beken ook droogval optreden. Al deze processen leiden tot ophoping van slib op de bodem van laaglandbeken (Wood & Armitage 1999).

In Nederlandse beken heeft waterkwaliteit lange tijd veel minder aandacht gekregen in vergelijking tot stilstaande wateren. Ook in stromende wateren zijn stofstromen van belang en niet alleen de beschikbaarheid van nutriënten in de waterlaag maar vooral de beschikbaarheid in de organisch rijke delen van een beekbodem (Lamers et al. 2012). Het wordt steeds duidelijker dat inzicht in de rol van beekslib en in de interacties tussen opgeloste en sediment gebonden nutriënten nodig is om KRW, N2000 en andere waterkwaliteitsdoelen te halen en om te komen tot het nemen van effectieve maatregelen. Het gaat bij beekslib vaak om nutriënten en waterplanten maar het slib heeft ook een grote invloed op onder ander de zuurstofhuishouding en de substraatsamenstelling en -heterogeniteit en dus op de aanwezige bodembewonende macrofauna en algen (vooral diatomeeën) en op de vissen. Beekslib verandert het gehele bekecosysteem functioneren.

De ophoping van slib of verslibbing heeft negatieve gevolgen voor het beekleven. Planten en dieren verdwijnen (Wood & Armitage 1999, Clarke & Wharton 2001). Door slib verandert de voedselkwaliteit en door de biochemische processen onder zuurstofloze omstandigheden ontstaat een bijna onleefbaar milieu. Waterplanten versterken het verslibbingseffect omdat ze slib invangen (Clarke 2002, Cotton 2006). Vissen ondervinden fysische, chemische en ook fysiologische stress door onder andere verstoring van het voedsel met als gevolg groeivermindering, de ademhaling wordt bemoeilijkt en de migratie vermindert.

2 Effecten

2.1 Slib

Mineraal slib is gedefinieerd als de fijnste sedimentfractie met een korrelgrootte kleiner dan 0.062 mm (Silveira & Thomaz 2015). Organisch slib is in de praktijk gedefinieerd als de fijnste organisch fractie waarvan met het blote oog geen deeltjes meer zichtbaar zijn. In het algemeen wordt met slib de weke laag sediment verstaan die zich op de beekbodem kan ophopen (Van Gerven & Massop 2020). De stroming en stromingsvariatie in de tijd bepalen de mate waarin fijn materiaal kan worden afgezet op een beekbodem en kan worden weggespoeld. In een natuurlijke beek zal dit proces leiden tot lokale depositiezones, bijvoorbeeld achter takken, boomstammen, bladpakketten of in rustige binnenbochten. Indien plantenpakketten zijn ontwikkeld zullen ook daar slibafzettingen plaatsvinden. In rechtgetrokken, verbrede en verdiepte beken is de stroming lager en kan de gehele bodem met slib bedekt worden. Vaak vooral in de zomer als er lage afvoeren zijn en stagnatie optreedt. De hogere stroming in de winter kan (een deel van) het slib weer afvoeren. In deze beken treedt ook vaak massale plantenontwikkeling op die nog meer slib invangen en vasthouden.

Slib is het bovenste deel van de onderwaterbodem, dat al in de bovenste millimeters zuurstofloos wordt. Meestal, afhankelijk van de herkomst, is het organische deel van het slib goed afbreekbaar. Door de afbraak zijn de concentraties van verschillende stoffen in het poriewater anders dan in de bovenliggende waterlaag of in een zuurstofrijke beekbodem.

Slib ontstaat wanneer regendruppels de bodemdeeltjes losslaan, waarna ze oppervlakkig of via geultjes afspoelen. Het relatieve bodemverlies door erosie kan op akkers in het heuvelland 4000x groter zijn dan in eikenbos (Berendsen 2005). Oppervlakkige erosie is in weinig hellend terrein laag (<4%), via smalle geultjes en bouwvoren iets hoger (4-8%) en nog hoger in diep ingesneden geulen (>8%; Berendsen 2005).

Oppervlakkige erosie is het minst ingrijpend maar beslaat relatief de grootste oppervlakken. Oppervlakkige afstroming (overland flow) treedt op wanneer de neerslagintensiteit de infiltratiecapaciteit van de bodem overtreft en het regenwater over land afstroomt waarbij bodemdeeltjes worden meegevoerd. Oppervlakkige afstroming speelt een grotere rol bij bodems met een lagere infiltratiecapaciteit. Daarnaast heeft de aanwezige vegetatie en het landgebruik invloed op de effecten. Bossen worden veel minder beïnvloed door oppervlakkige afstroming dan graslanden en akkers omdat de planten bodemdeeltjes vasthouden en bosbodems meestal erg doorlatend zijn (van Zon 1978).

Slibafspoeling in de winter is geassocieerd met natte bodems (water verzadigde bodem) en in de zomer met hevige en frequent na elkaar optredende (onweers-)buien en vindt vooral plaats op akkers. De mate van oppervlakkige bodemerosie varieert in relatie tot de interactie tussen fysieke kenmerken (bodemtype en topografie), klimatologische omstandigheden en landgebruik (Kwaad 1991). De reden voor de recente toename van erosieverschijnselen lijkt veroorzaakt te worden door de voortdurende intensivering van de landbouw met veranderingen in landgebruik, vooral in de aard van de akkerbouw, en het gebruik van kunstmest, de afname van de bodemcohesie, de toename van de grootte van percelen en de verdichting van de bodemporiën door landbouwvoertuigen (Boardman et al. 1994). In sommige gebieden is het bodemerosierisico ook toegenomen door de uitbreiding van het stedelijke gebied, vooral in de beekdalen.

De herkomst van het slib is van groot belang voor de samenstelling. Van slib in de beek dat ontstaat uit afspoeling van aanliggende landbouwgronden, kan aangenomen worden dat het zeer rijk is aan fosfaat, andere voedingsstoffen en contaminanten.

2.2 Effecten op andere sleutelfactoren (biochemische processen)

Slib met een hoog organisch stofgehalte en van agrarische of antropogene oorsprong (RWZI's, overstorten) is sterk afbreekbaar. Voor de afbraak van het organisch materiaal worden door micro-organismen onder zuurstofloze omstandigheden 'alternatieve elektronenacceptoren' gebruikt. De gunstigste elektronenacceptor is nitraat, daarna in volgorde ijzer, mangaan en sulfaat. De aanwezigheid van deze elektronenacceptoren versnellen de afbraak. In nitraatrijke beken breekt het organisch materiaal dus nog sneller af. Omdat in het slib de fosforconcentraties door afbraak van organisch materiaal vaak veel hoger zijn dan in het oppervlaktewater, kan nalevering van fosfor naar de waterlaag optreden (Figuur 1). IJzer

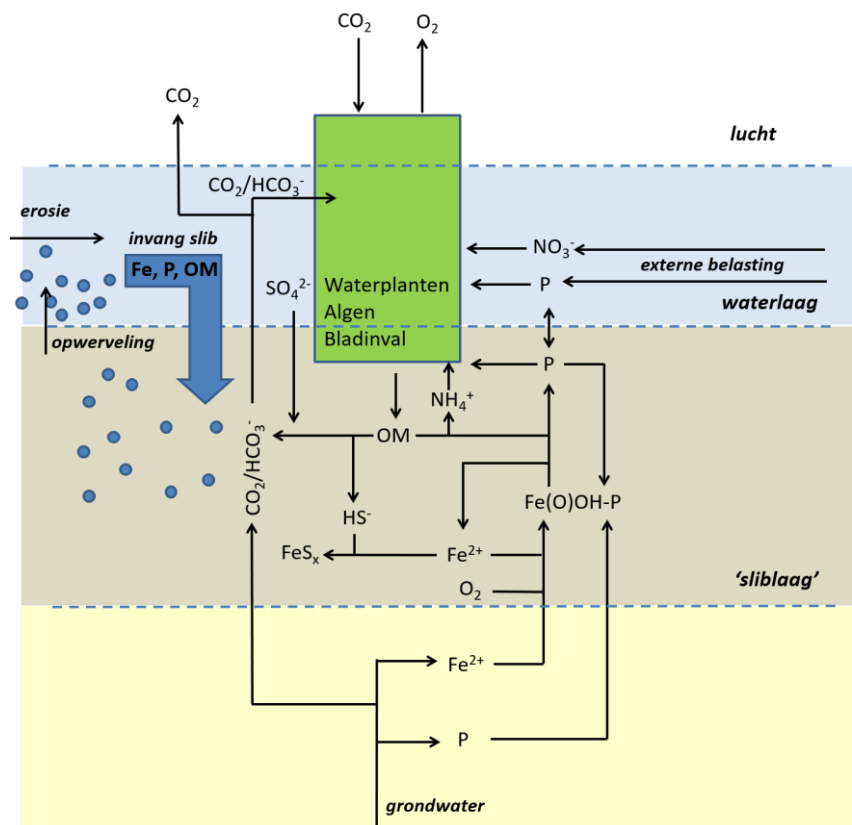
kan in hoge concentraties in het slib voorkomen (bijvoorbeeld door afzetting van klei- en siltdeeltjes, aanvoer via kwel) en zal oxideren op het grensvlak tussen zuurstofrijk en -arm (de roestbruine ijzervlokken). Dit geoxideerde ijzer bindt fosfaat. Deze 'ijzerval' voorkomt dat hoge concentraties fosfaat vanuit het poriewater naar het oppervlaktewater kunnen diffunderen. Echter wanneer er (veel) meer opgelost fosfor dan ijzer aanwezig is wordt er fosfor uit het slib nageleverd (Smolders et al. 2001, Geurts et al. 2010, Poelen et al. 2011). Alleen als het beekwater (tijdelijk) zuurstofloos is door bijvoorbeeld organisch belasting, kan het fosfaat vrijelijk diffunderen door het ontbreken van deze ijzerval. Ook op de bodem woekerende waterplanten, zoals *Ceratophyllum demersum* (grof hoornblad), zijn in staat een zuurstofloze laag te creëren tussen de waterbodem en de groeiende laag planten. Op deze manier zorgen de planten zelf voor een extra hoge fosforbeschikbaarheid (Geurts et al. 2008). De reductie van ijzer bij de afbraak van organische stof maakt het weer oplosbaar. Voor mangaan geldt een vergelijkbaar proces. Sulfaat wordt bij de afbraak van organische stof omgezet in waterstofsulfide (lucht van rotte eieren) wat al bij lage concentraties (10-100 µmol/l) toxisch is voor fauna en waterplanten. Sulfide bindt in het slib echter met metalen zoals ijzer en zink waarna het neerslaat en niet meer toxisch is. Vanwege de hoge ijzerconcentraties in veel beekbodems zullen er niet snel toxische concentraties sulfide ontstaan. Indien er door de reductie van sulfaat ook veel waterstofsulfide vrijkomt kan er nog extra fosfaat vrijkomen door binding van sulfide aan ijzer.

Bij de afbraak van het organisch materiaal komen anorganisch koolstof en ammonium vrij, waardoor de concentraties van zowel bicarbonaat, koolzuur en ammonium in de sliblaag meestal hoog zijn. Door de hoge (bi)carbonaatconcentraties kan het poriewater verzadigd zijn met calciumcarbonaat en kan er in het slib een kalkneerslag ontstaan. Door de hoge concentraties koolstof kan er ook koolzuur en bicarbonaat naar de waterlaag diffunderen. In bicarbonaatarme beken vormt koolstof uit de waterbodem een belangrijke bron van koolstof (Madsen 1993). Een grote flux van anorganisch koolstof kan echter juist in deze beken een verschuiving in soortensamenstelling betekenen van zacht water soorten naar bicarbonaat gebruikende planten.

Ook het in de sliblaag geproduceerde ammonium kan naar het water diffunderen en voor een deel omgezet worden in nitraat. Hiervoor geldt eveneens dat in stikstofarme wateren diffusie vanuit de waterbodem kan bijdragen aan een hogere beschikbaarheid in de waterlaag wat weer een verschuiving kan veroorzaken van wortelende waterplanten naar drijvende planten en algen, die voor hun nutriëntenvoorziening volledig afhankelijk zijn van het oppervlaktewater.

De samenstelling van de waterlaag heeft andersom ook invloed op de processen in de sliblaag: zuurstof, nitraat en sulfaat uit het oppervlaktewater diffunderen naar de sliblaag, waar ze worden gebruikt voor de afbraak van de organische stof. Omdat zuurstof en nitraat betere elektronenacceptoren zijn dan ijzer, kunnen hoge nitraatconcentraties in het beekwater er voor zorgen dat er minder ijzer gereduceerd wordt en dat er minder fosfor beschikbaar komt in het poriënwater van het slib en in het beekwater.

Samenvattend leidt de aanwezigheid van slib tot een zuurstofloze bovenste bodemlaag met sterk veranderde chemische samenstelling en processen.



Figuur 1: Overzicht van de belangrijkste chemische processen in beekbodems met een sliblaag (Loeb 2020). *Toelichting:* In de zuurstofrijke bodemlaag wordt goed oplosbaar gereduceerd ijzer (Fe^{2+}) geoxideerd tot slecht oplosbaar Fe^{3+} wat als ijzerfosfaat (FePO_4) of als slecht oplosbaar Fe(O)OH-P neerslaat. In de zuurstofloze sliblaag fungeert nitraat (NO_3^-), driewaardig ijzer (Fe^{3+}) en sulfaat (SO_4^{2-}) als elektronenacceptor voor de afbraak van organisch materiaal waarbij anorganisch koolstof (CO_2 en bicarbonaat (HCO_3^-)) en nutriënten vrijkomen in de vorm van fosfor (P) en ammonium (NH_4^+), en wordt ook stikstofgas (N_2), gereduceerd ijzer (Fe^{2+}) of sulfide (S^{2-}) of waterstofsulfide-anion (HS^-) gevormd. Het vrij S^{2-} of HS^- bindt aan ijzer (FeS_x) waardoor de mobiliteit van ijzer afneemt en de binding van P aan Fe(O)OH verminderd. Hoe meer ijzer gebonden is aan S^{2-} , hoe minder fosfaat gebonden kan worden met een stijging van de P-concentratie in de onderwaterbodem tot gevolg.

Het zuurstofloze milieu in de beekslibbodem bevat meestal zeer hoge concentraties voedingsstoffen stikstof (ammonium), fosfaat en koolstof en er kan sprake zijn van toxiciteit. Hoge ijzer- (>10 mg/l en voor ongevoelige soorten 100 mg/l; Loeb 2008), lage sulfide- (10-100 $\mu\text{mol/l}$) bij lage ijzerconcentraties, lage nitriet- (De Vlieger et al. 2011) en hoge ammoniumconcentraties ((1,8 - 9 mg/l) (Britto & Kronzucker 2002, Lamers et al. 2010) kunnen grote effecten hebben op planten dieren. Voor de benthische fauna en vissen zijn gevoelig voor nitriet, sulfide en ammoniak.

Met ophoping van organisch slib kunnen zich ook zware metalen ophopen, doordat er veel specifieke oppervlakken zijn waar zware metalen aan kunnen adsorberen. Ook voor zware metalen geldt dat ze in eerste instantie toxisch zijn voor (macro)fauna en veel minder voor planten. Maar ook koper, zink en lood hebben effect op bijvoorbeeld *Potamogeton spp.* (Gregor & Kautsky 1991).

2.3 Ecologische responsen

Organisch materiaal en korrelgrootte van het sediment zijn beide eigenschappen van een sediment en daarmee bepalend voor het succes van waterplanten (Silveira & Thomaz, 2015). De meeste waterplanten groeien slechter in grof sediment vergeleken met fijn sediment, omdat in fijne sedimenten diffusie van nutriënten en uitwisseling tussen wortels en sediment groter is (Barko & Smart 1986). Een toename van organisch materiaal op de beekbodem leidt tot een grotere nutriëntenbeschikbaarheid wat weer leidt tot een toename van de plantenbiomassa (Boeger 1992, Mebane et al. 2014, Silveira & Thomas 2015) en een veranderde soortensamenstelling (Jones et al. 2012). Een aantal plantensoorten profiteert van de

nutriënttoename door aanvoer van slib, zoals *Potamogeton pectinatus* (schedefonteinkruid), *Elodea nuttallii* (smalle waterpest) en *Myriophyllum spicatum* terwijl andere soorten, zoals *Myriophyllum alterniflorum* (aarvederkruid) en *Ranunculus sp.* (waterranonkel) juist voorkomen bij hogere stroomsnelheden waar veel minder slib aanwezig is (Mebane et al. 2014) m.a.w. verdwijnen bij een slibtoename. Tenslotte is bijvoorbeeld *Callitriche obtusangula* (stomphoekig sterrenkroos) indifferent.

Wortelende waterplanten nemen fosfor op uit het slib, echter wanneer door zuurstof ijzer en aluminium fosfor binden zal de beschikbaarheid juist laag zijn. Bij zuurstofloosheid zal de plantworteling minder (diep) zijn waardoor bij hogere afvoeren de planten sneller losraken (Mebane et al. 2014). Sommige waterplanten kunnen zuurstof alloceren naar de wortels (Pedersen et al. 1998). Andere soorten hebben morfologische aanpassingen aan zuurstofloze condities, zoals *Potamogeton crispus* (gekroesd fonteinkruid) en *Potamogeton perfoliatus* (doorgroeid fonteinkruid) die kortere wortels vormen in organische sedimenten waarmee de zuurstofvoorziening naar de bovengrondse groeiweefsels wordt bevorderd (Raun et al. 2010). Algenaangroei (perifyton) ontwikkelt zich massaler naarmate de voedselrijkdom hoger is. Algenaangroei vangt ook slib in en deze 'coating' neemt licht weg van de hogere planten en kan koolstof- en nutriëntenlimitatie veroorzaken.

Verslibbing wijzigt de korrelgrootteverdeling en poriënwijsde (interstitiële ruimte) en dichtheid van de beekbodem en de zuurstofloosheid leidt tot de productie van voor dieren giftige stoffen zoals ammoniak en sulfide. Hierdoor verdwijnt veel bodembewonende fauna of verarmt tot een beperkte groep van zeer tolerante soorten. Het verlies van substraatheterogeniteit in termen van korrelgrootteverdeling en poriënwijsde leidt tot het verlies aan habitats voor soorten van grover mineraal materiaal, zoals afzetplekken voor viseitjes en grindbewonende macroinvertebraten. Slib kan ook directe effecten veroorzaken doordat het zich bijvoorbeeld hecht aan de kieuwen of monddelen van waterdieren (Bilotta & Brazier 2008) waardoor zuurstof- en voedselopname worden verstoord. Indien giftige stoffen worden geproduceerd verdwijnt alle fauna.

Verslibbing van beken heeft grote gevolgen voor de macroinvertebraten gemeenschappen waarbij steeds een achteruitgang werd geconstateerd in diversiteit, abundantie, functionele voedingsgroepen en gedrag zoals drift (Angradi 1999, Longing et al. 2010, Descloux et al. 2014). Verslibbing heeft vooral grote effecten voor gevoelige soorten zoals de EPT-taxa (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) (Sutherland et al. 2012, Mathers & Wood, 2016). Daartegenover hebben andere soorten voordeel bij verslibbing zoals de Chiromomidae en Oligochaeta (Ciesielka & Bailey 2001, Cover et al. 2008). Van de functionele voedingsgroepen hebben vooral de schrapers en filtreerders last van verslibbing (Bo et al. 2007, Sutherland et al. 2012). Kijkend naar levenskenmerken dan zijn soorten met kenmerken zoals grootte, eenjarige levenscyclus, bezit van externe kieuwen, extra kwetsbaar (Buendia et al. 2013, Bona et al. 2016). Vaak is organisch slib van agrarische oorsprong en bevat het ok gebonden toxische stoffen (Turley et al. 2016).

Door accumulatie van slib op en in de beekbodem wordt de zuurstofvoorziening in de beekbodem minder (Carling & McCahon, 1987, McBain & Trush 1999, Greig et al. 2005) waardoor visembryo's afsterven (Lisle & Lewis 1992, McHenry et al. 1994) en bijvoorbeeld glasalen geen habitat vinden (Rubin & Glimsater 1996, Rubin 1998).

3 Maatregelen

3.1 Maatregelen op en langs percelen

Maatregelen om de slibtoevoer te sturen zijn vooral effectief wanneer deze worden toegepast bij de bron en op een grote ruimtelijke schaal (Verdonschot et al. 2017). Effectief slibbeheer en -beheersing is sterk afhankelijk van de identificatie van de belangrijkste bronnen (Shackle et al. 1999, Heaney et al. 2001, Walling et al. 2003) en transportroutes omdat daarmee de oorzaak bij de bron kan worden aangepakt. Het analyseren van de bronnen door brondetectie ('source finger printing') kan hierbij erg behulpzaam zijn (Walling & Collins 2000, Collins & Walling 2002).

Het meeste slib wordt getransporteerd vanaf de landbouwgronden en lokaal van stedelijke omgeving. Maatregelen die de afvoer van slib via de verschillende transportroutes op het landbouwperceel (over het maaiveld, door de bouwvoor, via greppels en drainagebuizen of de ondiepe uitspoeling door de bovengrond) naar het oppervlaktewater vertragen, veranderen of blokkeren zijn effectief (voor maatregelen Verdonschot & Verdonschot 2020c).

Bufferzones zijn een effectieve en met succes toegepaste maatregel om de slibbelasting sterk te verminderen. Bufferzones kunnen de slibdeeltjes heel effectief invangen en vastleggen. De effectiviteit van bufferzones neemt duidelijk toe bij een grotere breedte van deze zones, een oeverwallepje langs de beek, dichte begroeiing (vegetatietype en -dichtheid) en beheer. Er kunnen drie functioneel belangrijke typen bufferzones worden onderscheiden (zie ook Verdonschot & Verdonschot 2020c):

- *Natte bufferzones*, zoals begeleidende moerassen waar het grondwater tot aan maaiveld staat en waar in de bodem anaerobe omstandigheden zijn. Hier kan het slib afbreken en kunnen de nutriënten door de vegetatie worden opgenomen. In combinatie met oogsten worden de nutriënten ook verwijderd.
- *Droge bufferzones*, zoals houtwallen en grasstroken waar de bovenste bodemlaag zuurstofrijk is en de afbraak van ingevangen slib leidt tot het vrijkomen van nutriënten en kan stikstof en fosfor weer worden vastgelegd in de vegetatie (primaire productie).
- *Nat-droge bufferzones*, zoals begeleidende vegetaties langs wateren met een natuurlijk peil waar afwisselend natte en droge en daardoor anaerobe en aerobe omstandigheden optreden. Deze afwisseling heeft een hoge snelheid met een hoog rendement van slibafbraak.

De lokale situatie bepaalt de effectiviteit; de efficiëntie is met name laag bij een korte verblijftijd van het grondwater (smallere strook, ijle vegetatie) en een grote aanvoer van slib. Winst is in ieder geval dat er een strook niet bemest (teelt/mestvrije zones) wordt door de aanleg van bufferstrook wat directe afspoeling vermindert. Het advies is om langs alle wateren verplicht een bufferstrook aan te leggen. Bij de aanleg moet ervoor worden gezorgd dat de bufferzone een gering lateraal verval heeft en een hoge ruwheid waardoor slibdeeltjes kunnen bezinken wat de belasting van het ontvangende waterlichaam sterk verlaagd (Lowrance et al. 1984).

Aanvullende of alternatieve maatregelen om oppervlakkige slibafspoeling te verminderen zijn bijvoorbeeld:

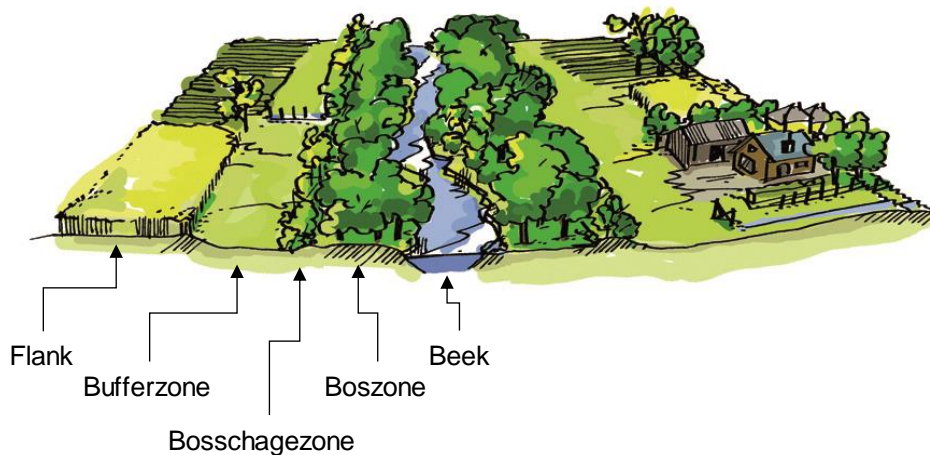
- Het oppervlakkig afspoelend slib op te vangen in een helofytenfilter, bezinkgreppel of -sloot, of voor een dammetje.
- Het, al dan niet aansluitend op het vorige, laten uitmonden via greppels en buisdrainage in een bufferende oeverstrook, bezinkgreppel, moerasje (horse-shoe wetland) of voor een dammetje zodat het water eerst kan infiltreren. In hellende gebieden en op de zandgronden is van belang om deze maatregelen te koppelen aan het conserveren en infiltreren van water om droogte te voorkomen.
- Het hergebruiken van het verzamelde afgespoelde slib en dit gebruiken voor bemesting.
- Het in een perceelbuffersloot opvangen van het slib en indien mogelijk terugbrengen op het land.

3.2 Het 5B-concept: toepassing van bufferzones in beekdalen (Verdonschot 2010)

Het 5B-concept is een uitgebreid en flexibel concept voor de aanleg van beekdalbrede, multifunctionele bufferzones langs laaglandbeken. Het 5B-concept is gestoeld op een flexibel omgaan met 5 zones: beek,

bos-, bosschage- en bufferzone, en beekflank (Figuur 3.1). Deze kunnen in meerdere of mindere mate voorkomen in het gebied tussen het beekwater en het aangrenzende land. De vijf zones zijn:

1. Beek: het natte deel dat ongemoeid blijft
2. Boszone: de direct langs de beek groeiende inheemse boomsoorten die ongemoeid blijven
3. Bosschagezone: de overgang van bos- naar bufferzone, waar beheer plaatsvindt en gebruik voor bijvoorbeeld fietspaden
4. Bufferzone: de eigenlijke buffer tussen de beek en het intensief beheerde land, vaak met korte vegetatie die beheerd wordt
5. Beekflank: alle buiten de buffer gelegen agrarische percelen, verharde zones en/of bebouwde gebieden met intensief beheer



Figuur 3.1: Het 5-B-concept voor beekdalbrede inrichting van laaglandbeekdalen.

Iedere zone is een bouwsteen. Ruimtelijke heterogeniteit voor biodiversiteit en bodemkwaliteit staat voorop. Plaatselijk kunnen één of meerdere zones aan- of afwezig zijn en breder of smaller zijn. Dit hangt steeds af van andere aanwezige gebruiksfuncties, (natuur)doelen en geomorfologie van het beekdallandschap. Iedere lokale situatie vraagt om het naar omstandigheden gebruiken (van combinaties) van deze bouwstenen.

- De bufferzone neemt 15 tot 50 m in, kan incidentele inundaties opvangen en zal haar eigen functies gaan uitvoeren (invangen nutriënten zoals fosfor, fosfor gebonden aan deeltjes, enz.). De ruimte die nodig is hangt samen met de morfologie van het beekdal, eventueel andere aanwezige gebruiksfuncties en de mogelijkheden ter plaatse. Tussen de bufferzone en de bosschagezone wordt een wallekje aangebracht om afspoeling tegen te houden en in de bufferzone te laten infiltreren of door de vegetatie te worden opgenomen. Het kan ook dienen om de inundatie niet verder in het dal toe te laten. De bufferzone kan extensief worden gebruikt (agrarisch, recreatief medegebruik).
- De bosschagezone kan samen met de boszone het ondiep geïnfiltreerde water zuiveren. Beide zones kunnen ook ingezet worden voor medegebruik (recreatie- en landschapsfuncties). Een bosschagezone kan soms het uiterlijk hebben van een brede houtwal. Wortels halen essentiële mineralen naar boven die via bladval weer voedend werken voor de bodem.
- De boszone bestaande uit bomen en struiken geven de beek voldoende schaduw (>70%), zorgen voor verkoeling in de zomer (circa 2.5°C) en leveren hout, blad en detritus aan de beek. De boszone heeft een zuiverende, natuur- en bergingsfunctie. De beekwaliteit zal sterk toenemen omdat er veel minder nutriënten worden aangevoerd, het organisch materiaal uit de boszone natuurlijke voeding levert waarmee de beek optimaal kan functioneren.
- De beek moet meestal worden verondiept en versmald. Hiertoe dienen de afvoerpieken tot aanvaardbare hoogte te zijn afgetopt middels retentie, bergings- en vasthoudmaatregelen. Een dergelijke beek moet zo nu en dan kunnen inunderen. Hiervoor kunnen alle drie de andere zones dienen.

Een voldoende brede beekdalbegeleidende zone kan al een volwaardige invulling van de ecologische dooradering en biodivers landschap vormen en het behalen van de Kaderrichtlijn Water doelen garanderen. Waterkwaliteits-, natuur- en medegebruiksdoelen kunnen in deze beekdalbrede inrichting volwaardig tot hun recht komen. De invulling van een 5B-concept beekdal met de beekdalbrede 5B-zone is een flexibel groeimodel met, afhankelijk van de lokale mogelijkheden, een volledige tot minimale invulling (20-30m aan iedere zijde). In een beekdal zullen trajecten plaatselijk volledig en andere trajecten beperkter kunnen worden ingericht. De bij de verschillende mogelijkheden behorende toestanden zijn hiervoor beschreven. Wanneer onvoldoende mogelijkheden aanwezig zijn voor meerdere zones wordt begonnen met de aanleg van één zone, de bufferzone. Wanneer pleksgewijs deze volledige ontwikkeling mogelijk is gaan deze plekken als hotspots voor waterkwaliteit en biodiversiteit fungeren en bieden de andere delen voldoende overloop en verbinding. De minder vergaand ingerichte gebiedsdelen zullen van deze hotspots gaan profiteren.

Het 5B-concept is inmiddels ook uitgewerkt voor oeverzones van meren en kan in afgeslankte vorm zonder houtige gewassen gebruikt worden langs lijnvormige stilstaande wateren (sloten, kanalen).

3.3 Maatregelen in de beek

Om slibophoping in de beek te voorkomen kan worden doorgespoeld en grindbedden kunnen worden uitgespoeld (Reeves et al. 1991). Omdat beken van nature continu vrij afstromend zijn, waarbij gedurende het jaar wel wisselingen optreden in de afvoer, bijvoorbeeld tussen winter en zomer, is het herstellen van deze continuïteit een beter alternatief. Om een continue afvoer te garanderen moet water bovenstrooms en op de flanken van het stroomgebied worden vastgehouden. Het op grote schaal maximaliseren van het infiltreren van regenwater is noodzakelijk om significante hoeveelheden water vast te kunnen houden (voor maatregelen (Verdonschot & Verdonschot 2020a) en (Verdonschot & Verdonschot 2020b)). Een ander alternatief is profielversmalling en -verondieping zodat een natuurlijk schoonspoelen kan plaatsvinden (Acornley & Sear 1999).

4 Conclusies

Stroming en de daarmee optredende variatie in substraten, luwe en sterk stromende habitats zijn essentieel voor het goed functioneren van een beek en daarmee ook voor een goede chemische en biologische kwaliteit. Verslibbing leidt tot een sterk veranderde hydromorfologische en biochemische toestand van de bodem van veel beken. Verslibbing van beekbodems leidt tot de ontwikkeling van snelgroeïende, eutrafente (aan eutroof water aangepaste organismen) en bicarbonaat gebruikende waterplanten, die goed om kunnen gaan met eventuele toxiciteit van bijvoorbeeld ijzer en die ook de beschikbare nutriënten uit de sliblaag snel kunnen opnemen en gebruiken voor hun groei. De diversiteit van macroinvertebraten en de rijkdom aan stromingsminnende soorten met een grote zuurstofbehoefte verdwijnt bij verslibbing en verandert in een arme gemeenschap met zeer tolerante soorten. Vissen ondervinden veel stress en eieren en larven van sommige soorten sterven.

Maatregelen kunnen aan de bron, in het beekdal, langs de beekoever en in het beekdalsysteem worden genomen. De meest effectieve maatregelen richten zich op de bron en het beekdal (bufferzone) en hebben een gecombineerd effect niet alleen op vermindering van de slibafspoeling maar ook op een reductie van de nutriëntenbelasting en de vergiftiging.

5 Literatuur

- Acornley R.M. & D.A. Sear (1999). Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels in chalk streams. *Hydrological Processes* 13: 447-458.
- Angradi T. R. (1999). Fine sediment and macroinvertebrate assemblages in Appalachian streams: a field experiment with biomonitoring applications. *Journal of the North American Benthological Society*, 18(1), 49-66.
- Berendsen H. J. (2005). *Landschappelijk Nederland: de fysisch-geografische regio's*. Uitgeverij Van Gorcum.
- Bilotta G. S., & Brazier R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water research*, 42(12), 2849-2861.
- Bo T. Fenoglio S., Malacarne G., Pessino M., & Sgariboldi F. (2007). Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach. *Limnologica*, 37(2), 186-192.
- Boardman, J., Ligneau, L., de Roo, A. D., & Vandaele, K. (1994). Flooding of property by runoff from agricultural land in northwestern Europe. In *Geomorphology and Natural Hazards* (pp. 183-196). Elsevier.
- Bona F., Doretto A., Falasco E., La Morgia V., Piano E., Ajassa R., & Fenoglio S. (2016). Increased sediment loads in alpine streams: an integrated field study. *River Research and Applications*, 32(6), 1316-1326.
- Britto D. & H.J. Kronzucker (2002). NH₄⁺ toxicity in higher plants: A critical Review. *Journal of Plant Physiology* 159: 567-584.
- Buendia, C., Gibbins, C. N., Vericat, D., Batalla, R. J., & Douglas, A. (2013). Detecting the structural and functional impacts of fine sediment on stream invertebrates. *Ecological indicators*, 25, 184-196.
- Carling, P.A. & McCahon, C.P. (1987). Natural siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels during low flow conditions. In: Craig, J.F., Kemper, B.J. (Eds.), *Regulated Streams: Advances in Ecology*. Plenum Press, New York, USA, pp. 229-243.
- Carling, P.A. & McCahon, C.P. (1987). Natural siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels during low flow conditions. In: Craig, J.F., Kemper, B.J. (Eds.), *Regulated Streams: Advances in Ecology*. Plenum Press, New York, USA, pp. 229-243.
- Ciesielka, I. K., & Bailey, R. C. (2001). Scale-specific effects of sediment burial on benthic macroinvertebrate communities. *Journal of Freshwater Ecology*, 16(1), 73-81.
- Clarke, S.J. & Wharton, G. (2001). Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *Science of the Total Environment* 266, 103-112.
- Clarke, S.J. (2002). Vegetation growth in rivers: influences upon sediment and nutrient dynamics. *Progress in Physical Geography* 26, 159-172.
- Collins, A.L. & Walling, D.E. (2002). Selecting fingerprint properties for discriminating potential suspended sediment sources in river basins. *Journal of Hydrology* 261, 218-244.
- Cotton, J.A., Wharton, G., Bass, J.A., Heppell, C.M. & Wootton, R.S. (2006). Plant-water sediment interactions in lowland permeable streams: investigating the effect of seasonal changes in vegetation cover on flow patterns and sediment accumulation. *Geomorphology* 77, 320-334.
- Cover, M. R., May, C. L., Dietrich, W. E., & Resh, V. H. (2008). Quantitative linkages among sediment supply, streambed fine sediment, and benthic macroinvertebrates in northern California streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(1), 135-149.
- De Vlioger B., H. van de Weerd & A.J.G. Reeze (2011). *Verbetering van de ecologische waterkwaliteit van de weteringen: onderzoek naar de bijdrage van kwaliteitsbaggeren*. Arcadis, Apeldoorn.
- Descloux, S., Datry, T., & Usseglio-Polatera, P. (2014). Trait-based structure of invertebrates along a gradient of sediment colmation: Benthos versus hyporheos responses. *Science of the Total Environment*, 466, 265-276.
- Gerven van, L.P.A. & H.T.L. Massop (2020). *Herkomst van beekslib in vier stroomgebieden. Een verkennende systeemanalyse als onderdeel van het Kennisimpuls-project Grip op Slib*. Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Geurts J.G.M., A.J.P. Smolders J.T.A. Verhoeven J.G.M. Roelofs & L.P.M. Lamers (2008). Sediment Fe:PO₄ ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology* 53: 2101-2116.
- Geurts J.J.M., Smolders A.J.P., Banach A.M., van de Graaf J.P.M., Roelofs J.G.M. & L.P.M. Lamers (2010). The interaction between decomposition, N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research* 44: 3487-3495.

- Gregor M. & L. Kautsky, 1991. Effects of Cu, Pb and Zn on two Potamogeton species grown under field conditions. *Vegetatio* 97: 173-184.
- Greig, S.M., Sear, D.A. & Carling, P.A. (2005). The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: implications for sediment management. *Science of the Total Environment* 344, 241–258.
- Greig, S.M., Sear, D.A. & Carling, P.A. (2005). The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: implications for sediment management. *Science of the Total Environment* 344, 241–258.
- Heaney, S.I., Foy, R.H., Kennedy, G.J.A., Crozier, W.W. & O'Connor, W.C.K. (2001). Impacts of agriculture on aquatic systems: lessons learnt and new unknowns in Northern Ireland. *Marine and Freshwater Research* 52, 151–163.
- Jones, J.I., A.L. Collins, P.S. Naden & D.A. Sear (2012). The relationship between fine sediment and macrophytes in rivers. *River Research and Applications*, 28: 1006-1018.
- Kwaad, F. J. P. M. (1991). Summer and winter regimes of runoff generation and soil erosion on cultivated loess soils (The Netherlands). *Earth Surface Processes and Landforms*, 16(7), 653-662.
- Lamers L. (red.), J. Sarneel, J. Geurts, M. Dionisio Pires, E. Remke, H. van Kleef, M. Christianen, L. Bakker, G. Mulderij, J. Schouwenaars, M. Klinge, N. Jaarsma, S. van der Wielen, M. Soons, J. Verhoeven, B. Ibelings, E. van Donk, W. Verberk, H. Esselink & J. Roelofs, 2010. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. OBN Eindrapportage 2006-2009 (Fase 2). Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Directie Kennis, 251 pp.
- Lamers, L. P., Van Diggelen, J. M., Op den Camp, H. J., Visser, E. J., Lucassen, E. C., Vile, M. A., ... & Roelofs, J. G. (2012). Microbial transformations of nitrogen, sulfur, and iron dictate vegetation composition in wetlands: a review. *Frontiers in Microbiology*, 3, 156.
- Lisle T.E. & Lewis J. (1992). Effects of sediment transport on salmonid embryos in a natural stream: a simulation approach. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Science* 49, 2337–2344.
- Loeb R. (2008). On biogeochemical processes influencing eutrophication and toxicity in riverine wetlands. Proefschrift Radbouduniversiteit Nijmegen, Nijmegen. 173 pp.
- Longing S. D., Voshell J. R., Dolloff C. A., & Roghair C. N. (2010). Relationships of sedimentation and benthic macroinvertebrate assemblages in headwater streams using systematic longitudinal sampling at the reach scale. *Environmental monitoring and assessment*, 161(1-4), 517-530.
- Lowrance R., Todd, R., Fail Jr. J., Hendrickson Jr. O., Leonard R. & Asmussen L. (1984). Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience*, 34(6), 374-377.
- Madsen T.V. (1993). Growth and photosynthetic acclimation by *Ranunculus aquatilis* L. in response to inorganic carbon availability. *New Phytologist* 125: 707-715.
- Mathers K. L., & Wood P. J. (2016). Fine sediment deposition and interstitial flow effects on macroinvertebrate community composition within riffle heads and tails. *Hydrobiologia*, 776(1), 147-160.
- McBain S. & Trush B. (1999). Spawning Gravel Composition and Permeability within the Garcia River Watershed, CA. Mendocino County Resource Conservation District, Ukiah, CA, USA. 32 pp.
- McHenry M.L., Morill D.C. & Currence E. (1994). Spawning Gravel Quality, Watershed Characteristics and Early Life History Survival of Coho Salmon and Steelhead in Five North Olympic Peninsula Watersheds. Fisheries Department, Lower Elwha S'Klallam Tribe, Port Angeles, WA, USA. 68 pp.
- Mebane C.A., N.S. Simon & T.R. Maret (2014). Linking nutrient enrichment and streamflow to macrophytes in agricultural streams. *Hydrobiologia*, 722: 143-158.
- Pedersen O., J. Borum & C.M. Duarte (1998). Oxygen dynamics in the rhizosphere of *Cymodocea rotundata*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 169: 283–288.
- Poelen M.D.M., L.J.L. van den Berg, A.J.P. Smolders, N.G. Jaarsma & L.P.M Lamers (2011). WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutrienten (BAGGERNUT) – Metingen Interne Nutrientenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT). Tussenrapportage 2011. Rapportnummer 2011.17. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Raun A.L., J. Borum & K. Sand-Jensen (2010). Influence of sediment organic enrichment and water alkalinity on growth of aquatic isoetid and elodeid plants. *Freshw Biol* 55:1891–1904
- Reeves G.H., Hall J.D., Roelofs T.D., Hickman T.L. & Baker C.O. (1991). Rehabilitating and modifying stream habitats. In: Meehan, W. R. (Ed.), *Influence of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and their Habitats*. American Fish Society Special Publication, vol. 19, pp. 519–557.
- Rubin J. F., & Glimsäter C. (1996). Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *Journal of fish Biology*, 48(4), 585-606.

- Rubin, J. F., & Glimsäter, C. (1996). Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *Journal of fish Biology*, 48(4), 585-606.
- Rubin, J.F. (1998). Survival and emergence of sea trout fry in substrata of different compositions. *Journal of Fish Biology* 53, 84-92.
- Rubin, J.F. (1998). Survival and emergence of sea trout fry in substrata of different compositions. *Journal of Fish Biology* 53, 84-92.
- Shackle, V.J., Hughes, S. & Lewis, V.T. (1999). The influence of three methods of gravel cleaning on brown trout, *Salmo trutta*, egg survival. *Hydrological Processes* 13, 477-486.
- Silveira, M.J. & S.M. Thomaz, 2015. Growth of a native versus an invasive submerged aquatic macrophyte differs in relation to mud and organic matter concentrations in sediment. *Aquatic Botany* 124: 85-91.
- Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Moonen M., Zwaga K. & Roelofs J.G.M. (2001). Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228.
- Sutherland, A. B., Culp, J. M., & Benoy, G. A. (2012). Evaluation of deposited sediment and macroinvertebrate metrics used to quantify biological response to excessive sedimentation in agricultural streams. *Environmental Management*, 50(1), 50-63.
- Turley, M. D., Bilotta, G. S., Chadd, R. P., Extence, C. A., Brazier, R. E., Burnside, N. G., & Pickwell, A. G. (2016). A sediment-specific family-level biomonitoring tool to identify the impacts of fine sediment in temperate rivers and streams. *Ecological Indicators*, 70, 151-165.
- Verdonschot, P. (2010). Het brede beekdal als klimaatbestendige buffer in de veranderende leefomgeving. Flexibele toepassing van het 5b-concept in Peel en Maasvallei. Alterra, Wageningen UR.
- Verdonschot P.F.M. & Verdonschot R.C.M. (2020a). Factsheet: Stroming en waterbeweging. Kennisimpuls Waterkwaliteit. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen. 13 pp.
- Verdonschot P.F.M. & Verdonschot R.C.M. (2020b). Factsheet: Basisafvoer verhogen. Kennisimpuls Waterkwaliteit. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen. 15 pp.
- Verdonschot P.F.M. & Verdonschot R.C.M. (2020c). Factsheet: Fosforbelasting. Kennisimpuls Waterkwaliteit. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen. 17 pp.
- Walling, D.E. & Collins, A.L. (2000). *Integrated Assessment of Catchment Sediment Budgets: A Technical Manual*. University of Exeter, Exeter, UK.
- Walling, D.E., Collins, A.L. & McMellin, G.K. (2003). A reconnaissance survey of the source of interstitial fine sediment recovered from salmonid spawning gravels in England and Wales. *Hydrobiologia* 497, 91-108.
- Wood, P. J., & Armitage, P. D. (1999). Sediment deposition in a small lowland stream—management implications. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 15(1-3), 199-210.