



FAGLIG UDREDNING OM GRØDESKÆRING I VANDLØB

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 188

2016



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

KØBENHAVNS
UNIVERSITET



[Tom side]

FAGLIG UDREDNING OM GRØDESKÆRING I VANDLØB

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 188

2016

Hanne Bach¹ (Red.)
Annette Baatrup-Pedersen²
Peter E. Holm³
Poul Nordemann Jensen¹
Torben Larsen⁴
Niels Bering Ovesen²
Morten Lauge Petersen⁴
Kaj Sand-Jensen⁵
Merete Styczen³

¹Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

²Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

³Københavns Universitet, Institut for Plante- og Miljøvidenskab

⁴Aalborg Universitet, Institut for Byggeri og Anlæg

⁵Københavns Universitet, Biologisk Institut



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

KØBENHAVNS
UNIVERSITET



Datablad

- Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 188
- Titel: Faglig udredning om grødeskæring i vandløb
- Redaktør: Hanne Bach¹
Forfattere: Annette Baattrup-Pedersen², Peter E. Holm³, Poul Nordemann Jensen¹, Torben Larsen⁴, Niels Bering Ovesen², Morten Lauge Pedersen⁴, Kaj Sand-Jensen⁵ & Merete Styczen³
- Institutioner: ¹Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, ²Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, ³Københavns Universitet, Institut for Plante- og Miljøvidenskab, ⁴Aalborg Universitet, Institut for Byggeri og Anlæg, ⁵Københavns Universitet, Biologisk Institut
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
- URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: Juni 2016
Redaktion afsluttet: Juni 2016
- Faglig kommentering: Internt i arbejdsgruppen
Kvalitetssikring, DCE: Susanne Boutrup
- Finansiel støtte: Miljø- og Fødevarerministeriet
- Bedes citeret: Bach, H. (red.), Baattrup-Pedersen, A., Holm, P.E., Jensen, P.N., Larsen, T. Ovesen, N.B., Pedersen, M.L., Sand-Jensen, K., Styczen, M. 2016. Faglig udredning om grødeskæring i vandløb. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 106 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 188 <http://dce2.au.dk/pub/SR188.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Denne rapport er en faglig udredning om grødeskæring i danske vandløb udarbejdet af en arbejdsgruppe bestående af forskere fra København, Aalborg og Aarhus Universitet under ledelse af DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi. I Danmark er der ca. 70.000 km vandløb, hvor ca. 28.000 km er omfattet af naturbeskyttelsesloven og heraf er ca. 19.000 km vandløb medtaget i det foreliggende udkast til vandområdeplaner 2015-21, for hvilke der er sat bindende miljømål. De resterende 42.000 km er små vandløb, hvortil der hovedsageligt er knyttet afvandingsmæssige interesser. Rapporten sammenfatter den eksisterende, publicerede viden om effekter af grødeskæring på afvanding, på vandløbsplanter, smådyr og fisk i vandløbene og på udvalgte miljøforhold.
- Emneord: Grødeskæring, grødeskæringsmetoder, vandløb, afvanding, vandføringsevne, vandstand, økologisk tilstand, vandløbsplanter, plantesamfund, genvækst, smådyr, fisk, partikeltransport, næringsstoffjernelse, drivhusgasemissioner, oversvømmelse, klimaeffekter, dyrkede arealer, landbrugsdrift
- Layout: Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside: Mejekurv ved Romdrup å i Nordjylland. Foto: Peter Munk
- ISBN: 978-87-7156-208-8
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 106
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <http://dce2.au.dk/pub/SR188.pdf>

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
1 Introduktion	9
1.1 Baggrund	9
1.2 De danske vandløb	10
1.3 Vandstand og vandføringsevne i vandløb	11
1.4 Grødeskæringens kompleksitet	13
1.5 Rapportens indhold	13
2 Grødeskæring i vandløb	15
2.1 Vandløbslovens forvaltningsmæssige rammer for grødeskæring	15
2.2 Grøde i vandløb	16
2.3 Grødens økologiske rolle i vandløb	20
2.4 Hydraulisk modstand og grøde i vandløb	23
2.5 Generelle betragtninger om grønnskæring	25
2.6 Grøde og skyggegivende vegetation på vandløbenes bredder	26
2.7 Grødeskæringsmetoder	27
3 Effekter på vandstand og vandføringsevne	32
3.1 Grødeskæring og vandløbshydraulik – introduktion	32
3.2 Grødeskærings indflydelse på vandstanden	34
3.3 Effekten af forskellige grønnskæringsmetoder	39
3.4 Langsigtede effekter af grønnskæring	40
4 Effekter på økologisk tilstand	44
4.1 Vurdering af økologisk tilstand	44
4.2 Økologisk tilstand, planter og grønnskæring	45
4.3 Økologisk tilstand, smådyr og grønnskæring	50
4.4 Økologisk tilstand, grønnskæring og fisk	50
4.5 Eksempler på effekter af grønnskæring på plantesamfund	51
4.6 Eksempel på hvordan effekter på plantesamfund kan indvirke på smådyr	54
4.7 Grødeskæringsmetoder og effekt på de økologiske tilstandselementer	55
4.8 Vejen fra manglende mål opfyldelse til mål opfyldelse	57
4.9 Biodiversitet, naturtyper og arter	57
5 Afledte effekter af grønnskæring	61
5.1 Effekt på partikeldannelse og partikeltransport	61
5.2 Effekt på næringsstoffjernelse i vandløbet	65
5.3 Drivhusgasemissioner	66
5.4 Effekt på næringsstoffertilbageholdelse i vandløbet	66

6	Vandløbsvedligeholdelse – samspil med andre faktorer	68
6.1	Årsager til variation i vandstand og oversvømmelser	68
6.2	Påvirkning af dyrkede arealer	70
7	Vurdering af grødeskæring og grødeskæringsmetoder	79
7.1	Vurdering af grødeskæring	79
7.2	Vurdering af grødeskæringsteknikker	83
8	Konklusion og anbefalinger	90
8.1	Grødeskæring og god økologisk tilstand i vandløb	90
8.2	Grødeskæring og effekter på vandstand	90
8.3	Grødeskæring og afvanding af landbrugsjord	91
8.4	Grødeskæring og klimabetingede ændringer i nedbør	92
8.5	Anbefalinger til grødeskæring	93
9	Referencer	95

Forord

Denne rapport er en faglig udredning om grødeskæring i danske vandløb. Den er udarbejdet af en arbejdsgruppe bestående af forskere ved Aarhus Universitet, Københavns Universitet og Aalborg Universitet under ledelse af DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. Den faglige udredning er udarbejdet på opfordring af Miljø- og Fødevareministeriet ved Naturstyrelsen i henhold til Kommissoriet for opgaven.

Vi vil hermed på arbejdsgruppens vegne takke for det gode samarbejde med alle parter, der har bidraget til og været involveret i opgavens løsning og håber resultatet vil være til nytte i det videre arbejde med vedligeholdelse af de danske vandløb.

Sammenfatning

Vandløbsloven har følgende formålsparagraf:

”§ 1. Ved denne lov tilstræbes at sikre, at vandløb kan benyttes til afledning af vand, navnlig overfladevand, spildevand og drænvand.

Stk. 2. Fastsættelse og gennemførelse af foranstaltninger efter loven skal ske under hensyntagen til de miljømæssige krav til vandløbskvaliteten, som fastsættes i henhold til anden lovgivning.”

I Danmark er der ca. 70.000 km vandløb, hvor ca. 28.000 km er omfattet af naturbeskyttelsesloven, der beskytter mod ændringer af tilstanden bortset fra sædvanlige vedligeholdelsesarbejder. Ud af de 28.000 km er ca. 19.000 km vandløb medtaget i det foreliggende udkast til vandområdeplaner 2015-21, og for disse er der endvidere sat bindende miljømål. De resterende ca. 42.000 km er små vandløb, hvortil der primært er knyttet afvandingsmæssige interesser.

Natur- og miljøtilstanden i vandløb har generelt set været i fremgang de seneste 30 år som følge af reduceret spildevandspåvirkning og forbedrede fysiske forhold, herunder mere miljøvenlig grødeskæring. Omkring 24 % af de danske vandløb lever i dag op til vandrammedirektivets krav om god økologisk tilstand. Den største udfordring for at opnå en bedre miljøtilstand i vandløb er fortsat forbedring af de fysiske forhold og dermed livsbetingelserne for planter, smådyr og fisk.

Grøde findes i vandløb primært fra juni til september med mindre mængder ved opvæksten i maj og ved henfaldet i oktober. Der kan være mindre mængder overvintrende grøde i visse vandløb. I de største vandløb i Danmark er grødemængden regel ikke af et omfang, så det medfører en væsentlig påvirkning af vandføringsevnen. Det skyldes den meget ringe mængde lys, der når ned til bunden, hvis vandløbet er omkring 1,5 meter dybt eller dybere. Der er dog undtagelser fra dette på strækninger, hvor vandet er særlig klart. I vandløb med ringe fald (typisk mindre end ca. 0,5 promille) vil strømhastigheden generelt være lavere, og grødevæksten vil derfor kunne påvirke vandstanden mere.

Grødeskæring gennemføres primært i perioden fra maj til september, især i juli og august og i mindre omfang i maj og oktober. Grødeskæring praktiseres på forskellige måder med varierende principper for skæring og efterladelser af uberørt grøde. Der er meget stor forskel på de klimatiske betingelser fra år til år, og det vil ofte have større betydning for grødens vækstbetingelser, og dermed vandføringsevnen, end en ændring i grødeskæringsmetoden. De observerede effekter af grødeskæring på vandstanden ved mere end 3.000 skæringer i store og mellemstore vandløb lå mellem 1 og 73 cm med en gennemsnitsværdi på 16 cm. Observationerne indikerer således, at der gennemføres skæringer med ringe eller ingen effekt på vandstanden. De største grødeskæringseffekter på vandføringsevnen findes i vandløb med ringe fald, en vis vanddybde (0,5-1,5 m) og en relativt stor vandføring året rundt. Det drejer sig især om nord- og vestjyske mellemstore vandløb med veludviklet biomasse. Mindst effekt ses i mindre østdanske vandløb, hvor vanddybden normalt ikke er særlig stor i sommerperioden, og alene derfor vil den umiddelbare vandstandssænkning ofte ikke kunne blive særlig betydelig. I øst-danske vandløb, som tørrer ud i sensommeren, vil det være hen-

sigtsmæssigt at undlade at slå grøde for at holde på vandet og dermed bevare levesteder for vandløbsplanter og dyr. Genvækst af grøde efter skæring har betydning for, hvor længe effekten af en grødeskæring fastholdes. Genvæksten er størst i juni måned, mens der ingen genvækst er i efteråret. Samtidig er genvæksten størst i de vandløb, der skæres hyppigst.

Grødeskæring påvirker den biologiske kvalitet, dels planterne selv men også smådyr og fisk, som lever på planterne og i plantedækket. Meget hyppige og omfattende grødeskæringer og fysisk vedligeholdelse i vandløbene fjerner derfor samtidigt grundlaget for at opnå en god økologisk tilstand vurderet ud fra eksisterende tilstandsindikatorer for planter, smådyr og fisk. Den økologiske tilstand tilgodeses bedst ved at begrænse både antallet af grødeskæringer og omfanget af grødeskæringen (andelen af vandløbsprofilen der skæres), samt tidspunktet for grødeskæringen. Overordnet set vil grødeskæringer, der gennemføres mere end én gang i løbet af planternes vækstsæson medføre risiko for, at den økologiske tilstand i type 2 og 3 vandløb, hvor DVPI indgår i tilstandsvurderingen, ikke når målopfyldelse. Jo mindre en del af biomassen i vandløbet, der skæres, des mindre vil den negative effekt være, fordi en større del af plantebiomassen vil være upåvirket af skæringen. Når kun en del af vandløbsprofilen skæres, opstår der nemlig såkaldte refugier for planterne, altså områder hvor planterne ikke påvirkes af skæringen og hvor plantesammensætningen derfor kan udvikle sig naturligt. I vandløb, hvor der opstår refugier, kan god økologisk tilstand formentlig opnås, såfremt der i refugierne er forekomst af diverse plantesamfund med karakteristika, der ligner de, der findes i upåvirkede vandløb og det kan derfor være muligt at nå målopfyldelse i vandløb, der skæres mere end én gang årligt. Det er helt centralt, at det skal være de samme områder, der skæres for skæring fra gang til gang, såfremt der gennemføres flere skæringer årligt, da plantesammensætningen ellers hurtigt vil ændre sig henimod større dækning af skæringstolerante arter som indvirker negativt på DVPI.

Det er vanskeligt at anbefale særlige grødeskæringsmetoder for på samme tid at sikre vandafledningsevnen og den økologiske tilstand. Det skyldes bl.a., at vandløb ikke er statiske men undergår formmæssige forandringer over tid som følge af den grødeskæringsmetode, der praktiseres. Samtidig spiller vandløbenes størrelse og fald, mængde og sammensætning af sediment, der transporteres (relateret til geologi og arealanvendelse i oplandet), plantesammensætning og vandløbets beliggenhed i terrænet en rolle for, hvor hurtigt og hvordan formændringerne sker som følge af en given grødeskæringsmetode. Formændringerne kan betyde, at strømrødeskæring eksempelvis fører til en indsnævring af tværsnitsprofilen, hvilket i nogle vandløb er sket i kombination med en samtidig, naturlig uddybning af profilen. Lokalt kendskab til vandløbene er derfor centralt i forhold til sikre det bedste valg af grødeskæringsmetode.

Forhøjet vandstand kan påvirke afdræningen af de vandløbsnære dyrkede arealer og føre til oversvømmelse. Det største afvandingsbehov ligger i vinterperioden, mens afvandingsbehovet er mindre i sommerperioden. Grødeskæring gennemføres for at forbedre afvandingen fra de dyrkede arealer i vandplanternes vækstperiode. Afdræning af vandløbsnær landbrugsjord afhænger af en række faktorer, herunder grundvandstand, topografi, jordbund og drænenes beliggenhed og beskaffenhed. Afdræningen vil være dårligst på landbrugsarealer med mindre end optimal drænybde samt i topografisk set flade områder på en jord med lav hydrauliske ledningsevne på grund af jordbundens tekstur og struktur. De berørte vandløbsnære landbrugsarealer er både lavbundsarealer og højbundslande. Den sidste gruppe

er typisk (men ikke udelukkende) drænedede jorde dannet på moræneler i Østjylland og på Øerne.

Grødeskæring løser ikke i sig selv de generelle problemer omkring afdræning af landbrugsjord og er ikke tilstrækkeligt til at sikre vandafledningen af de vandløbsnære arealer i perioder med megen nedbør, herunder klimabetingede stigninger i afstrømningen. Årsagen er primært, at de største afstrømningsproblemer findes i perioder, hvor planterne typisk har en lav biomasse i vandløbet, og hvor strømningsmodstanden fra planter er begrænset.

Grødeskæring på faste terminer er ikke et særligt effektivt virkemiddel i forhold til at sikre vandafledningen på de dyrkede arealer. Tidspunktet for grødeskæring anbefales i højere grad planlagt efter afdræningsbehøvet. I gennemsnitsår er vandbalancen negativ fra ca. april til ca. august, og afdræningsbehøvet er derfor i de fleste vandløbsnære landbrugsområder begrænset i denne periode. Primo august stiger risikoen for positiv nettonedbør samtidig med, at der er høstaktiviteter. De efterfølges af jordbehandling og såning og derfor et stort behov for at kunne færdes på markerne. Det kræver, at jorden kan dræne vandet af. Behovsbestemt grødeskæring, dvs. at skæringen kun gennemføres, når der er risiko for store afstrømninger, vil give en bedre effekt af grødeskæring. Samtidig vil behovsbestemt grødeskæring begrænse antallet af skæringer og derfor også mindske de negative naturmæssige påvirkninger. Online data for vandstand og nedbør samt vandbalanceberegninger kan nyttiggøres som beslutningsstøtte til, hvornår grødeskæringer skal gennemføres.

1 Introduktion

1.1 Baggrund

Danske vandløb afleder nedbøren (eller mere præcist nettonedbøren, som er forskellen mellem nedbøren og fordampningen) fra hele landets samlede areal (landbrug, byer, natur, veje mv). Den eneste undtagelse er de mest kystnære områder, som afvander direkte til havet via grundvandet. Nedbøren føres via grundvandet eller via dræn frem til nærmeste vandløb, hvorfra vandet fortsætter til havet, ofte efter vandløbets sammenløb med andre vandløb. Landskabet gennemskæres således af et stort system af bække og åer og disse tillægges (ud over deres afvandingsfunktion) en vigtig naturmæssig og rekreativ betydning for samfundet.

Vandafledningssystemet omfatter dræn, vandløb og grøfter, hvor drænene og grøfterne er etableret for at forbedre en afvanding, mens vandløbene er naturlige og findes, hvor vandet naturligt vil samle sig og hvor der er tilstrækkeligt fald til at sikre en ensrettet vandbevægelse

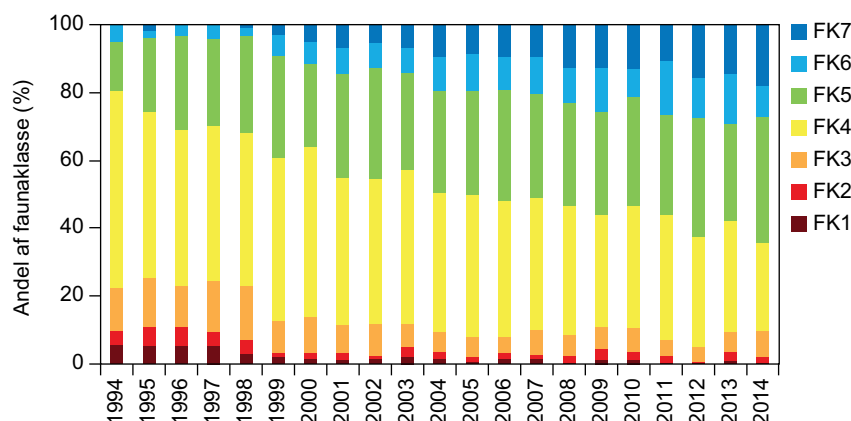
Gennem de seneste århundreder, og særligt i perioden 1850 -1950, er noget nær alle vandløb i større eller mindre grad blevet ændret af menneskelig aktivitet, primært af afvandingsprojekter, som har haft til formål at transformere vådområder til landbrugsjord. Ved disse projekter er vådområder blevet drænet med grøfter og rødræn, samtidigt med at vandløbene er blevet reguleret (udrettet, sænket, rørlagt mv.). Trods disse betydelige ændringer følger de regulerede vandløb i store træk nogenlunde de oprindelige vandløbs forløb. Det er disse fortidige afvandingsprojekter, der i mange tilfælde har været udgangspunktet for de linieføringer, længdeprofiler og tværsnit for vandløbene, der arbejdes med i dag. Disse fysiske forhold for vandløbene er for de offentlige vandløb sammenfattet i vandløbsregulativerne, som er udgangspunktet for vedligeholdelsen af vandløbene (se 2.1).

De nævnte fysiske ændringer har påvirket den biologiske kvalitet i form af forringelse af levesteder for dyr og planter. Vedligeholdelse af vandløbene til sikring af deres vandføringsevne og udledning af spildevand er sammen med de store fysiske ændringer de mest betydende påvirkningsfaktorer for vandkvaliteten og den biologiske kvalitet i vandløbene. I de senere år er spildevandspåvirkningen blevet væsentlig reduceret, især i store og mellemstore vandløb, hvor der er gennemført en del restaureringstiltag, hvoraf Skjern å nok er det mest kendte, og grødeskæring gennemføres her mere miljøvenligt end for 30 år siden, hvilket alt sammen har påvirket kvaliteten i positiv retning. Det kan fx observeres i de årlige målinger af den biologiske vandløbskvalitet, hvor andelen af vandløb med stærk påvirket fauna, er blevet reduceret over perioden 1994-2014 og andelen af upåvirkede eller svagt påvirkede vandløb er gået frem (figur 1.1).

Der er sket en omfattende reduktion i spildevandsbelastningen siden 1989, og yderligere reduktioner, om end i betydeligt mindre skala, i form af reduktion af spildevandspåvirkning fra spredt bebyggelse i det åbne land forventes at føre til yderligere forbedringer. Den anden væsentlige faktor for at opnå god økologisk tilstand i en større del af vandløbene er en forbedring af de fysiske forhold, fx bundforhold for planter og dyr, planter som hjemsted for dyr og fri passage for især fisk (Wiberg-Larsen et al, 2014). Vandløbsvedligeholdelse, herunder grødeskæring, er af væsentlig betydning for de fysi-

ske forhold, idet grødeskæring påvirker planterne i sig selv og deres funktion som levested for smådyr og skjulested for fisk.

Figur 1.1. Udvikling i Dansk Vandløbs Fauna Indeks i perioden 1994-2014 (Wiberg-Larsen et.al., 2015). FK1-3 tildeles vandløb, der har en stærk eller meget stærk påvirket fauna; FK4 svarer til vandløb med moderat påvirket fauna og FK5, 6 og 7 svarer til vandløb, hvor faunaen er upåvirket eller svagt påvirket.



1.2 De danske vandløb

Der findes ca. 70.000 kilometer vandløb i Danmark, heraf er ca. 75 % private og ca. 25 % offentlige. De private vandløb er primært grøfter og mindre vandløb, mens de offentlige vandløb omfatter både små og store vandløb. Af de 70.000 kilometer er ca. 19.000 km omfattet af Lov om Vandplanlægning, mens ca. 28.000 km er omfattet af Naturbeskyttelsesloven. I alt er omkring 28.000 km vandløbsstrækning omfattet af den ene eller begge lovgivninger. Endelig er der krav om gunstig bevaringsstatus i vandløb beliggende i NATURA 2000 områder. Samlet set viser disse tal, at ca. 27% af vandløbsstrækningerne har bindende natur- og miljømål for tilstanden, mens yderligere ca. 13% er omfattet af naturbeskyttelsesloven, der beskytter mod ændringer af tilstanden bortset fra sædvanlige vedligeholdelsesarbejder.

Naturgivne forhold spiller en væsentlig rolle for fordelingen af planter, smådyr og fisk i danske vandløb, idet især vandløbenes størrelse er af betydning. Det er årsagen til, at vandløbene i den administrative praksis inddeles i type 1-3 som funktion af netop størrelsen. Type 1 er de små vandløb (0-2 m; opland <10 km²), mens type 2 er mellemstore (2-10 m; opland 10-100 km²) og type 3 store vandløb (>10 m; opland >100 km²). Alle type 2 og 3 vandløb er omfattet af Lov om Vandplanlægning, mens kun type 1 vandløb med dokumenteret høj naturværdi i form af en god-høj tilstandsklasse eller et fysisk potentiale til at få det, er omfattet, hvilket er ca. 10.000 km.

De danske vandløb er gennemgående små, lavvandede og med et beskedent fald. I danske vandløb er faldet typisk 0,1-5 promille. Vandløbene har overvejende lave til middelhøje strømhastigheder samt en blød bund af især sand, men ofte iblandet finkornet silt og mudder samt stedvis grus og sten (Sand-Jensen og Lindegaard, 2004). Disse miljøforhold tilbyder optimale forhold for udvikling af vandplanter (Baatrup-Pedersen 2000, Sand-Jensen et al. (red.) 2006). Dog er der undtagelser i vandløb med høj grad af beskygning og bornholmske vandløb med klippebund. I alle andre danske og tilsvarende nord- og mellemeuropæiske vandløb er deres fysiske udformning og smådyrenes og fiskenes forekomst og tilpasninger i betydelig grad udviklet i overensstemmelse med planternes økologiske nøglerolle (Sand-Jensen 1997).

1.3 Vandstand og vandføringsevne i vandløb

Det er vandspejlets fald, som får vandet til at strømme ned ad vandløbet fra højere til lavere beliggende arealer. Vandstanden i vandløbene afhænger primært af vandføringen, altså hvor meget vand, der strømmer i vandløbet. Vandføringen i et vandløb på et givent tidspunkt bestemmes af tilførslen af vand opstrøms, som styres af nettonedbøren (forskellen mellem nedbør og fordampning), oplandets form, areal og topografi, vandindholdet i jorden, grundvandsstanden, dræn og jordenes hydrauliske egenskaber. Desuden kan befæstning af arealer på grund af infrastruktur (veje, bebyggelse) og udløb fra rensningsanlæg og lignende have indflydelse på vandføringen.

Udover vandføringen afhænger vandstanden også af vandløbets dimensioner (bredde, dybde og fald) samt af strømningens modstand ved vandets kontakt med vandløbsbunden, brinkerne og andre faste genstande samt ved kontakten med undervandsplanter og kantplanter. Vandløbets strømningens modstand kan beskrives ved hjælp af en empirisk fastlagt koefficient, Manningtallet, der er en slags ruhedsparameter. Den er et udtryk for grødens og vandløbsprofilens modstand mod vandets strømning. En stor tilført vandmængde opstrøms fra, en ringe hældning på en å-strækning, og stor modstand i form af grøde og andre bremsende elementer fører alt andet lige til en højere vandstand.

Et vandløbs evne til at aflede vand kan udtrykkes ved en såkaldt Q-H relation (figur 1.2, Box 1), der beskriver sammenhængen mellem vandføring og vandstand. Vandføringsevnen er defineret som den mængde vand, der kan passere ved en bestemt vandstandskote. Hvis modstanden stiger fx i løbet af foråret, når grøden vokser, vil Q-H kurven blive stejlere og ligge over den viste kurve på figur 1.2. Hvis grøden skæres, falder modstanden og Q-H kurven vil ligge lavere. Ved en bestemt vandstandskote H vil der kunne passere mere vand, jo lavere kurven ligger, dvs. jo mindre modstanden i vandløbet er.

Variationer i vandføringsevnen kan lettest illustreres ved at se på ændringer i vandstanden ved en antaget bestemt vandføring, en såkaldt kontrol- eller styrevandføring. Den udtrykker vandstanden, når der løber en bestemt mængde vand i vandløbet. Ved denne faste vandføring vil vandstanden være højere jo større modstanden er (jo højere Q-H ligger) og lavere jo mindre modstand, der er, fx når grøden lige er skåret. Når man ud fra samtidige målinger kender variationerne i sammenhængen mellem vandstand og vandføring, kan man beregne kontrolvandstanden ved en valgt værdi af vandføringen. Udviklingen i kontrolvandstanden er dermed et direkte udtryk for vandføringsevnen, så forøgelse af kontrolvandstanden svarer til reduktion i vandføringsevnen og vice versa.

I store dybe åer er tværsnitsarealet meget stort, og da modstanden mod strømningen kun sker i kontakten med bunden, siderne og planter, der opfylder en lille del af tværsnitsarealet, er deres samlede effekt begrænset. Det samme er tilfældet, når vandløbet bliver meget dybt og tværsnittet stort ved høje vandføringer. I et smalt vandløb er vandstanden højere end i et bredt vandløb ved samme vandføring, og når der vokser planter i vandløbet, stiger vandstanden tilsvarende, selvom vandføringen er konstant. Forhindres vandstrømmen lokalt i vandløbet, vil det ligeledes få vandstanden til at stige på en kortere eller længere strækning ovenfor forhindringen. Under forudsætning af, at der er tilstrækkeligt fald nedstrøms, og at der ikke er lokale forhold, der bevirker en opstuvning af vandet, eller andre forhindringer som eksempelvis en underdimensioneret vejunderføring, vil en opgravning og

uddybning af en vandløbsstrækning give et tilsvarende fald i kontrolvandstanden og dermed stigning i vandføringsevnen.

Box 1. Vandføring og vandstand i vandløb

Sammenhængen mellem vandføring og vandstand beskrives ved en Q-H relation (figur 1.2), der udtrykker vandstandens variation med mængden af vand, der løber i vandløbet. Jo større modstand, der er i vandløbet (lavere Manning tal), jo hurtigere stiger vandstanden ved en given forøgelse i vandføringen svarende til at Q-H kurven bliver stejlere. Tilsvarende bliver vandføringsevnen større og Q-H kurven fladere når modstanden falder fx ved grødeskæring. For at sammenligne forskellige situationers vandføringsevne bruger man begrebet kontrolvandstand, som er vandstanden ved en bestemt vandføring med ved forskellig modstand. Variationen i kontrolvandstanden udtrykker således variationen i vandføringsevnen dvs. vandløbets evne til at transportere vand bort.

$$Q = a \cdot (H - H_0)^b$$

hvor

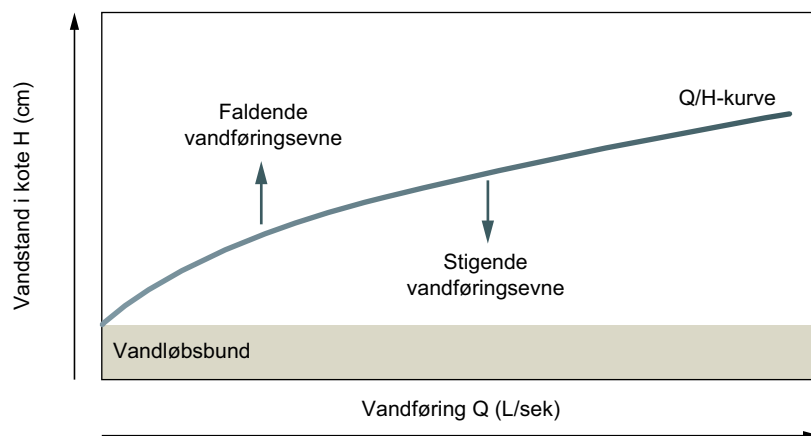
Q = vandføring, m³/s

H = kote til vandspejlet (cm)

H₀ = kote til referenceniveau (normalt vandløbsbunden) (cm)

a og b er konstanter som afhænger af modstanden og tværsnitsgeometrien (a og b findes ved kurvetilpasning).

Figur 1.2. Illustration af Q-H relation.



En alternativ metode til at udtrykke vandføringsevnen og Q-H-relationen sker ofte via Manning-formlen (Brorsen og Larsen, 2009). Manning-formlen (vist nedenfor) angiver vandføringen (Q), der kan strømme gennem vandløbets tværsnitsareal (A) med tilhørende hydraulisk radius (R) som funktion af vandspejlets hældning (S) og Manning-tallet (M). A og R afhænger af tværsnittets geometri og vandstanden. Manning-tallet (M), med enheden m^{1/3}s⁻¹, ses ofte i den internationale litteratur erstattet af 1/n, hvor n betegnes "Manning's n"

$$Q = A M R^{2/3} S^{1/2}$$

A = areal af strømningstværsnit (m²)

M = Manning-tallet (m^{1/3}s⁻¹) (empirisk bestemt)

R = hydraulisk radius (m), $R = A/P$, (R er ca. lig vanddybden)

P = våd perimetre (m), (P er omkredsen af strømningstværsnittet minus bredden af vandoverfladen)

S = hældning på vandspejlet, (dimensionsløs, sættes ofte lig vandløbsbundens fald)

Manning-tallet for vandløb kan variere betydeligt fra år-til-år og fra vandløb til vandløb. Det afhænger kraftigt af grødemængden i vandløbet og i sommersæsonen, hvor grøden vokser, aftager Manning-tallet med tiden, og det kan kun antages at være konstant i få dage.

1.4 Grødeskæringens kompleksitet

Grødeskæring gennemføres for at reducere planternes strømningsmodstand og dermed reducere vandstanden i vandløbet. Forhøjet vandstand kan både påvirke dræningstilstanden af de dyrkede arealer og føre til oversvømmelse af nærliggende arealer. Der findes en række metoder til skæring af grøde, manuelle (med le) og med maskiner påmonteret knive. Strategien for skæring af grøden kan være at fjerne større eller mindre dele af grøden og den kan foretages på forskellige tidspunkter og med forskellig hyppighed i den periode, hvor der er grøde – dvs. almindeligvis maj-oktober. Det er kommunernes ansvar at planlægge og gennemføre grønnskæring i de offentlige vandløb (25 %), så regulativerne overholdes, mens det er de private lodsejeres ansvar at planlægge og gennemføre vedligeholdelse i de private vandløb (75 %).

Som udgangspunkt indebærer grønnskæring en negativ påvirkning af vandløbskvaliteten. Jo mere grøde, der bortskæres, desto større er den negative påvirkning for planterne, smådyrene og fiskene. Ved grønnskæring sænkes vandstanden, strømmønstrene ændres og tabet af den fysiske struktur, som planterne udgør, fjerner skjul for fisk og smådyr og substratet for smådyr og mikroorganismer. Derfor er grønnskæring et voldsomt indgreb for de økologiske tilstandselementer.

I arbejdet med udvikling af grønnskæringsmetoderne har det overordnede mål været på samme tid at bevare vandløbets vandføringsevne og sikre de miljømæssige forhold (jf Vandløbslovens bestemmelser), ved at efterlade en delmængde af planterne og dermed også levesteder for smådyr og fisk i vandløbene (Skov- og Naturstyrelsen 2007a). Denne balance er imidlertid vanskelig at ramme i et meget komplekst system, hvor flere forhold spiller ind på både vandføringsevnen og miljøforholdene, herunder både landbrugspraksis, en række klimatiske, geologiske og andre naturbestemte faktorer samt en række påvirkningsfaktorer, som alle direkte eller indirekte influerer på den økologiske tilstand vurderet på basis af sammensætningen af plante-, smådyr- og fiskesamfundene. Grønnskæring udgør således en risiko for ikke at kunne opnå god økologisk tilstand og for ikke at kunne opfylde miljømålene for den fysiske tilstand og for planterne, smådyrene og fiskene.

1.5 Rapportens indhold

Denne rapport er en faglig udredning om grønnskæring, som udover en gennemgang af den faglige viden om grønnskæringens effekter på afvanding og miljøkvalitet præsenterer anbefalinger til, hvordan grønnskæring bedst udføres i de vandløb, hvor der er flere hensyn, der skal varetages. Disse hensyn omfatter samtidige hensyn til afvanding og miljømæssige krav til vandløbskvaliteten fastsat i anden lovgivning jf. vandløbslovens formålsbestemmelse. Den danske implementering af Vandrammedirektivet og Habitatdirektivet fastsætter mål for den natur- og miljømæssige tilstand, mens Naturbeskyttelseslovens § 3 beskytter mod ændringer af den fysiske tilstand.

Rapporten baserer sig på den eksisterende litteratur i videnskabelige tidsskrifter såvel som i tekniske og videnskabelige rapporter. Der anvendes såvel nyere som ældre litteratur, idet mange fundamentale forhold omkring grøde og effekter af grøde er blevet studeret over en længere årrække. Viden om grønnskæring blev senest sammenfattet i 2007-2008 (Skov- og Naturstyrelsen, 2007a; Skov- og Naturstyrelsen, 2007b). Grønnskæringens effekt og særligt effekten af forskellige grønnskæringsmetoder og strategier på vandføringsevnen og på vandløbskvaliteten er kun i meget begrænset omfang

dokumenteret systematisk. Det gør det vanskeligt at udtrage erfaringerne af den grødeskæring, der finder sted og har fundet sted i de danske vandløb. På grund af den omfattende dræning, der blev gennemført i første halvdel af sidste århundrede, har der siden begyndelsen af 1970'erne ikke har været fokus på landbrugsmæssige effekter af dårlig dræning. Den forskning, der er udført, er derfor overvejende udført før 1975 og havde mere fokus på landbrugs- end miljøaspekter og afspejlede de afgrødevalg og landbrugsmetoder, der var gængse på det pågældende tidspunkt.

I kapitel 2 gennemgås kort en række relevante problemstillinger for grødeskæring, herunder forvaltningsmæssige rammer, vandløbenes funktion, grødens funktion i vandløb og kendte grødeskæringsmetoder. Kapitel 3 gennemgår den kendte viden om grødeskæringens effekter på vandstand og vandføringsevne og kapitel 4 grødeskæringens effekter på den økologiske tilstand i vandløb. Andre afledte effekter på miljø herunder sedimenttransport og næringsstoffer beskrives i kapitel 5. Sammenhængene mellem forholdene i åen, forholdene opstrøms og nedstrøms for en strækning og de omgivende arealer herunder årsager til de variationer, der kan observeres, gennemgås i kapitel 6. I kapitel 7 sammenfattes viden om de kendte grødeskæringsmetoder og deres effekt. Kapitel 8 indeholder konklusion og anbefalinger.

2 Grødeskæring i vandløb

2.1 Vandløbslovens forvaltningsmæssige rammer for grønnskæring

2.1.1 Vandløbsloven

Vandløbsvedligeholdelse, herunder grønnskæring er reguleret via Vandløbsloven og med udgangspunkt i lovens formålsparagraf:

”§ 1. Ved denne lov tilstræbes at sikre, at vandløb kan benyttes til afledning af vand, navnlig overfladevand, spildevand og drænvand.

Stk. 2. Fastsættelse og gennemførelse af foranstaltninger efter loven skal ske under hensyntagen til de miljømæssige krav til vandløbskvaliteten, som fastsættes i henhold til anden lovgivning.”

De generelle betingelser for hvordan vedligeholdelse kan foregå specificeres i §27, mens de specifikke bestemmelser for vedligeholdelse af vandløb, herunder for grønnskæring, ligger for offentlige vandløb i vandløbsregulativer udarbejdet med hjemmel i Vandløbsloven. Ifølge lovens §12 skal et regulativ indeholde bestemmelser for: 1) vandløbets skikkelse eller vandføringsevne; 2) vandløbets vedligeholdelse; 3) ændringer i retten til sejlads; 4) restaureringsforanstaltninger og 5) beslutning om friholdelse af arealer langs vandløb.

For private vandløb gælder: § 15. Vandløbsmyndigheden kan fastsætte bestemmelser om vandløbets skikkelse eller vandføringsevne.

Et væsentligt element i et regulativ er således vandløbets vedligeholdelse, herunder grønnskæring. Bestemmelserne om grønnskæring kan være udformet forskelligt, men vil typisk være fastlagt med faste terminer for skæringerne i perioden maj-oktober, samt den metode, der skal anvendes (fuldskæring, strømrendeskæring eller lign.). Regulativerne er således det lov-mæssige grundlag for grønnskæringen og de skal sikre, at grønnskæringen i offentlige vandløb gennemføres på en sådan måde, at den i overensstem-melse med vandløbslovens §1 kan bidrage til opfyldelse af miljømålene.

Det er væsentligt at understrege, at det alene er de vandløb, der er omfattet af beskyttelse i henhold til anden lovgivning end vandløbsloven, hvor vedligeholdelsen skal ske under hensyntagen til vandløbskvaliteten. Øvrige vandløb skal alene sikre afledningen af vand, med mindre der er hensynta-gen til anden anvendelse af vandløbet (fx dambrug).

En udredning fra 2007 (Naturstyrelsen, 2007a) beskriver, hvorledes vandløbslovens hensyntagen til hhv. afvandingsinteresser og miljømål har været håndteret historisk set. Det blev her vurderet, at grønnskæring var en af de væsentlige årsager til, at mange vandløb fortsat ikke havde målopfyldelse (se fx figur 1.2), og at afvandingsinteresserne i den gældende forvaltning ge-nerelt vejede tungere end natur- og miljøhensynet.

2.1.2 Sammenhæng mellem grønnskæring og miljømål

Der er på nuværende tidspunkt en overgang mellem den hidtidige planlæg-ning af målsætninger for vandløb i henhold til Vandrammedirektivet (i regi af Lov om miljømål og gældende vandplaner 2009-15) og den fremadrettede

(i regi af Lov om vandplanlægning, udkast til Vandområdeplaner 2015-21). Vandrammedirektivets formål er, at de europæiske vandområder skal opnå god økologisk tilstand, hvor god tilstand betyder, at de biologiske kvalitets-elementer kun må afvige lidt fra referencetilstanden - dvs. der opereres med en absolut og dokumenteret referenceramme. Referencetilstanden er de økologiske forhold, der findes i en given type vandområde under forhold upåvirkede af menneskelig aktivitet.

”De miljømæssige krav til vandløbskvaliteten”, som det nævnes i Vandløbslovens §1, fastsættes i forbindelse med den planlægning, der er beskrevet i Lov om Vandplanlægning. Loven sætter imidlertid kun de overordnede rammer for vandløbenes målsætninger. De konkrete målsætninger for vandløbene er foreslået fastsat i bekendtgørelse om miljømål, der forelå i udkast til høring i foråret 2015 sammen med udkast til Vandområdeplaner for perioden 2015-21. I forbindelse med samme høring var der også udsendt udkast til bekendtgørelse om indsatsprogrammer. For vandløb er der anført, at ”foranstaltninger til opfyldelse af miljømål for vandløb omfatter restaureringer m.v. samt begrænsning af forurening fra punktkilder”. Ændret grødeskæring indgår således ikke som et specifikt virkemiddel til at nå miljømålene, idet det i 2014 blev besluttet, at ændret vandløbsvedligeholdelse ikke skal indgå som aktivt virkemiddel i vandområdeplanen for anden planperiode.

Danmark tilsluttede sig i 1992 FN's biodiversitetskonvention og har både i EU og nationalt forpligtet sig til at stoppe tilbagegangen i biodiversiteten inden 2020. Denne forpligtelse gælder også for vandløbsorganismer. Derudover findes der i vandløb naturtyper og arter, som er omfattet af Habitatdirektivet. Det drejer sig om tre naturtyper og 6 arter, heraf to muslinger og fire fisk.

2.2 Grøde i vandløb

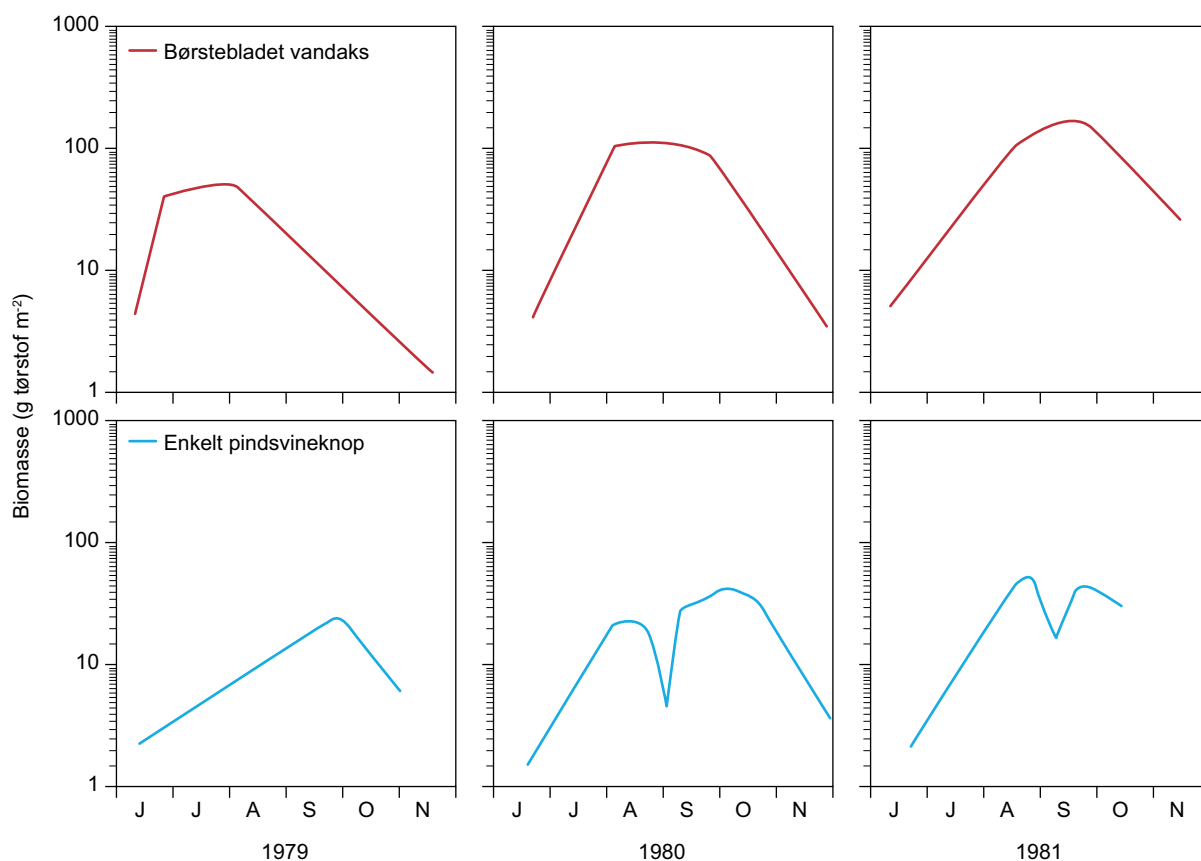
2.2.1 Plantetyper og -arter

Den samlede pulje af undervandsplanter er høj (ca. 51 arter) i danske vandløb. Artspuljen er lige så stor (ca. 45 arter) for amfibiske planter, der både kan vokse i luft og under vand, og endnu større (ca. 75 arter) for overvejende landplanter, der kan overleve kortvarigt under vand i tilfælde af høj vandstand (Sand-Jensen 1997).

En undersøgelse gennemført sidst i 1990'erne af 200 danske vandløbsstrækninger viste, at især undervandsplanter og de amfibiske plantearter er hyppigt forekommende med ca. tredjedel til halvdelen af alle registreringer (Riis et al. 2000). Biodiversiteten af planter i vandløb er således ganske betydelig og af national betydning og i flere tilfælde tillige af international betydning. Nationale og internationale målsætninger og forpligtelser for vandløbsplanterne indgår i de forpligtigelser, der danner rammer for forvaltningen af vandløbene (se afsnit 2.1.2 og 4.9).

De dominerende plantearter i vandløb er præget af, at de har været påvirket af intensiv fysisk forstyrrelse, som ensretter samfundene og eliminerer de mest følsomme arter. Den almindeligste art, enkelt pindsvineknop, voksede i slutningen af 1990'erne på ca. tre fjerdedele af 200 undersøgte vandløbsstrækninger. Den tåler bedre end andre arter grødeskæring, hvorunder bladene klippes eller skæres af, men vækstpunktet efterlades intakt i bunden, så nye blade hurtigt kommer op på samme måde, som man kender det fra plænegræs.

Enkelt pindsvineknop er ikke den art, som vokser hurtigst (3-5 % per dag), men sammen med sin nære slægtning, grenet pindsvineknop (forekomst i ca. halvdelen af registreringerne) har arten den hurtigste genvækst. Pindsvineknop kan genopbygge den samme biomasse hurtigt efter en omfattende grødeslåning (Figur 2.1), mens biomassen holder sig på et lavere niveau i længere tid for de øvrige arter (Sand-Jensen et al. 1989). Genvæksten er langsommere for vandranunkel, vandstjerne, vandpest og vandaksarter med spidsvækst, hvor vækstpunkterne fjernes ved grødeslåning.



Figur 2.1. Sæsonændringer i mængden af børstebladet vandaks (øverst) og enkelt pindsvineknop (nederst). Biomassen er vist på logaritmisk skala. Efter grødeskæring (efter pludselig dyk i biomassen) vokser enkelt pindsvineknop hurtigt tilbage. Efter Sand-Jensen (1997, Figur 6.7).

Arter af vandstjerne og arter af vandranunkel var også i slutningen af 1990'erne hyppige repræsentanter i danske vandløb. Arter af vandstjerne vokser med nogenlunde samme hastighed som enkelt pindsvineknop, mens arter af vandranunkel kan vokse mindst dobbelt så hurtigt. Det gælder også en anden hyppig art, børstebladet vandaks. Men da begge artskomplekser og børstebladet vandaks har vækstpunkter i spidsen af skuddene, rammes de hårdere af grødeskæring end pindsvineknop og genvæksten bliver langsommere, fordi de i langt mindre grad kan lukrere på nytilvækst fra stængler og et intakt vækstpunkt i vandløbsbunden. At de alligevel er hyppige i danske vandløb beror sandsynligvis på to forhold. Vandstjerner og vandranunkler kan bedre overvintre med en lille biomasse end enkelt pindsvineknop og derfor få en kickstart tidligt om foråret (Thyssen et al. 1990). De spreder sig også effektivt med drivende skud, som fanges omkring sten eller andre ujævnheder på bunden, kan slå rod og danner en ny bestand (Riis og Sand-Jensen 2006).

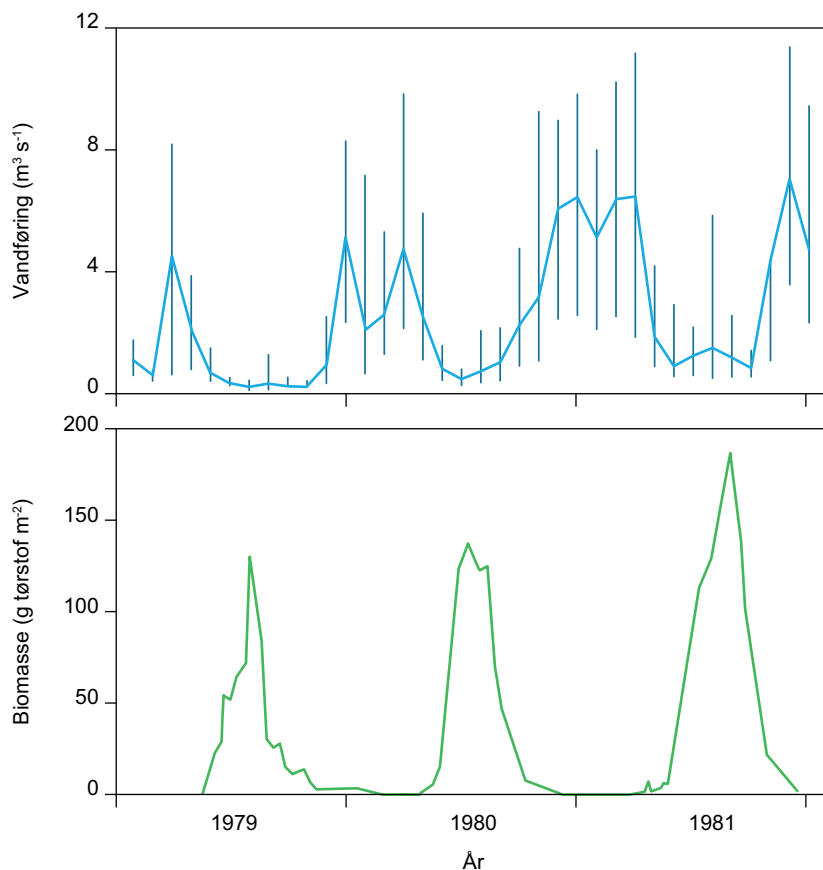
Vandpest var også en almindelig vandplante i vandløbene i 1990'erne, som vokser hurtigt og har en begrænset genvækst fra underjordiske dele. Også vandpest spredes effektivt med drivende kortskud, som er tungere end vand og derfor lægger sig til hvile og kan vokse frem på steder med lav strømhastighed og finkornet sediment (Riis og Sand-Jensen 2006).

Hyppige amfibiske planter dengang var smalbladet mærke og eng-forglemmigej, der voksede på ca. halvdelen af de undersøgte strækninger. Derudover findes en lang række forskellige sumpplanter i vandløbene som fx rørgræs, høj sødgræs og grenet pindsvineknop, og dækningen af disse er stor især i mange af de mindre vandløb med relativ lav sommervandføring.

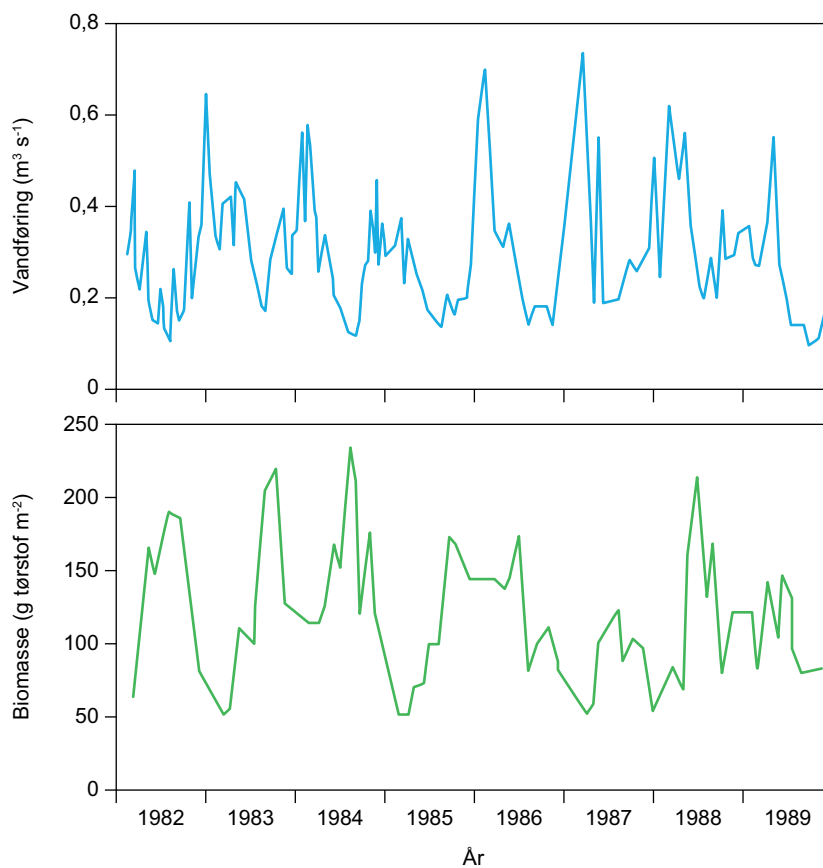
2.2.2 Grødens udvikling og grødeslåning over året

Grøden findes især i månederne juni til september. Det er samtidig den periode på året, hvor vandføringerne er lavest. Fra oktober til og med maj er grøden sædvanligvis sparsomt udviklet, og det er det tidsrum, hvor vandføringerne til gengæld er højest (Figur 2.2). Der er dog visse forskelle i grødemængde om vinteren mellem vandløb på øerne og i Jylland og mellem små bække og store dybe åer. I de fynske og sjællandske vandløb er der uanset størrelse sædvanligvis ingen grøde om vinteren (Figur 2.2). I de jyske vandløb er grøden fraværende eller sparsom om vinteren i de større åer, hvorimod der kan findes en vis overvintrende biomasse især i de grundvandsfødte bække og små åer såsom Kastberg Å og Gryde Å (Figur 2.3). I Gryde Å var biomassen på den uforstyrrede strækning gennem det militære øvelsesterræn i de fleste vintre på 40-50 g tørstof m^{-2} , mens biomassen om sommeren er omkring 200 g m^{-2} , altså 4-5 gange højere. I de to vestjyske vandløb Fjederholt Å og Rabis Bæk var vinterbiomassen på henholdsvis 0 og 20 g m^{-2} og sommerbiomassen var også her omkring 200 g m^{-2} (Thyssen et al. 1990). Især smalbladet mærke og vandranunkel kan have en vis biomasse om vinteren. Forskellene i vinterbiomasse mellem vandløb på øerne og i Jylland og mellem bække og større åer skyldes især forskelle i lystilgængelighed. I de østdanske vandløb er vandføringen og vandstanden meget højere om vinteren end om sommeren (Figur 2.2) og sammen med lav solindstråling om vinteren fører det til utilstrækkeligt med lys til undervandsplanterne i de mellemstore og store vandløb (Sand-Jensen et al. 1989). Ofte er lysnedtrængningen gennem vandet om vinteren også mindre pga. stor lysdæmpning fra mange opslemmede partikler fra bunden, brinkerne og tilløbene. I især de vestjyske vandløb tilføres det meste vand fra grundvandet, og det dæmper variationen i vandføring og vandstand over året (Figur 2.3), så visse vandplantearter kan opretholde en lav vinterbiomasse i de lavvandede bække, mens de forsvinder om vinteren i de dybere åer, hvor lyset absorberes ved passage gennem det dybere vand. I de lavvandede stryg kan der til gengæld være overvintrende grøde. I lysåbne lavvandede kildefelter kan der både i øst- og vest-Danmark forekomme en lav biomasse af amfibiske planter om vinteren, fordi vandet ikke fryser og lyset ikke dæmpes væsentligt pga. lav vanddybde.

Figur 2.2. Sæsonudvikling af den gennemsnitlige vandføring (øverst) og mængden af grøde (nederst) i den mellemste del af Suså i tre år. Suså er et østdansk vandløb i Sydsjælland. Strømhastigheden falder om sommeren, når vandføringen reduceres og grøden vokser op. Efter Sand-Jensen et al. (1989a) og Sand-Jensen (1997, Figur 6.6).



Figur 2.3. Sæsonudvikling i den gennemsnitlige vandføring (øverst) og mængden af grøde (nederst) i Gryde Å i løbet af en årrække på en strækning gennem det militære øvelsesterræn syd for Holstebro. Efter Thyssen (1990) omtegnet af Sand-Jensen (1997, Figur 6.4).



Behovet for grødeskæring af hensyn til vandafledning er knyttet til perioden maj til oktober, men især juni til september og med de største behov juli-august. Tidspunktet for grødeskæring ligger da også almindeligvis i perioden juni til september. I specielle år med et varmt solrigt efterår kan der dog være en betydelig biomasse af vandranunkler allerede i maj og ind i oktober. Det kan være forstærket af en tidlig sommerskæring, der giver plads og lys til planterne og udløser genvækst i høj- og sensommer. Der findes mange hydrometriske dataserier, som demonstrerer, hvornår grødeudviklingen begynder, topper og forsvinder (Kapitel 3).

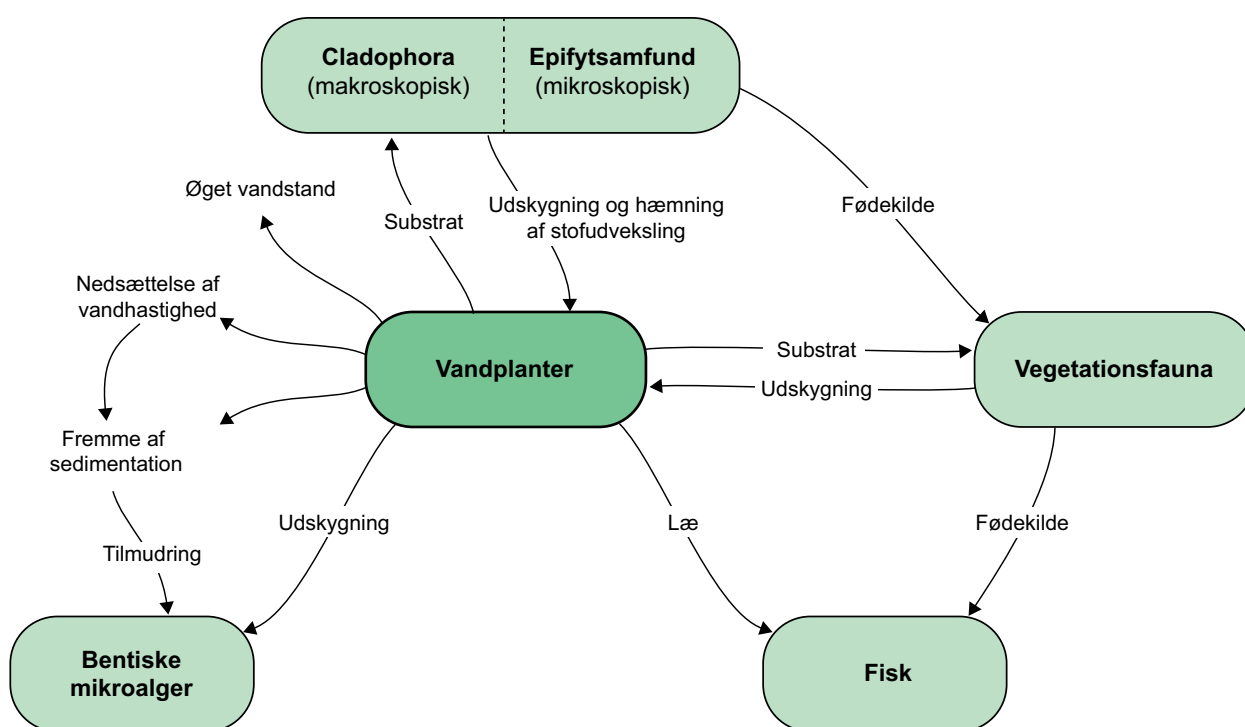
I en del østdanske vandløb er vandføringen meget lav i sensommeren, og der er risiko for alt for lave vandføringer og vandstande i vandløbet til at sikre overlevelsen af smådyr og især fisk. I takt med at vandføringen falder, vokser der også sumpplanter ind i vandløbet fra vandløbets kanter og brinker. Egentlig udtørring forekommer ofte. I sådanne vandløb vil det være hensigtsmæssigt at undlade at slå grøde eller at fokusere på skæring af sumpplanter for at holde på vandet og dermed opretholde den økologiske tilstand i vandløbene.

I de overvejende grundvandsfødte vestjyske vandløb varierer vandføringen som nævnt mindre over året (Figur 2.3). Her kan der i de små lavvandede vandløb være en lav overvintrende biomasse, og betydelige biomasser kan optræde allerede i maj, hvorfor tidspunktet for eventuel grødeskæring kan være fremrykket til juni.

2.3 Grødens økologiske rolle i vandløb

2.3.1 Strømning, vandstand, sedimentation og stoftransport

Den store interesse for grøden i vandløb skyldes, at den spiller en økologisk nøglerolle for de fysiske, kemiske og biologiske forhold (Figur 2.4). Man taler ligefrem om grøden som en økologisk entreprenør.



Figur 2.4. Oversigt over grødens rolle for vandløbenes fysiske og biologiske forhold. Efter Sand-Jensen og Lindegaard (2004, Figur 6.1).

Vandets strømning modificeres af planterne, som dæmper strømmen og skaber læ inde i og bag bestandene, mens strømmen omvendt accelereres og skaber øget turbulens langs bestandenes eksponerede overflader. Det lokale strømlæ stabiliserer bunden mod transport og ophvirvlen af partikler og øger tillige chancerne for udfældning på bunden af fine partikler i suspenderet transport i vandet. Acceleration af strømmen i ubevoksede render omkring bestandene øger til gengæld erosionen af bunden og blotlægger grus og sten, fordi sand og fine organiske partikler transporteres bort, mens grus og sten ikke gør. På den måde skaber spredte planteøer en mosaik af vekselende strøm og substrater, som øger artstallet af bundlevende smådyr.

I nogle af de små vestjyske vandløb med sandbund kan vandplanternes tilstedeværelse være forudsætningen for at stabilisere bunden og forhindre omfattende sandvandring og dermed ødelæggelse af bundens smådyrssamfund og fiskenes gyde- og opvækstområder. Undersøgelser i Rabis Bæk har vist, at planterne efter en grødeslåning ikke kommer tilbage i det samme år og heller ikke nødvendigvis i det følgende år og dermed ødelægges vandløbets økologi, idet den omfattende sandvandring hinder genvækst (Thyssen et al. 1990).

I en række middelstore planteøer i jyske vandløb hævede ophobningen af partikler bunden med op til 11 cm hos vandstjerne, 5-6 cm hos vandpest og vandranunkel, men blot 2 cm hos enkelt pindsvineknop (Sand-Jensen 1998). Dette er med til at skabe variation i bundforholdene, fordi der samtidig eroderes bundmateriale pga. højere strømhastighed uden for planteøerne. Ophobning af partikler inde i planteøer omfatter både organisk stof, kvælstof og fosfor. Der ophobes en relativt set større fosforpulje i sedimentet under planteøerne, idet fosfor udover som kvælstof at være indbygget i det organiske stof, også i høj grad er knyttet til mineralske partikler med aluminium, jern og kalk, som ligeledes fanges. Mængden af organisk stof, kvælstof og fosfor, som ophobes i planteøer, varierer afhængig af typen af vandplanter, men er typisk mange gange større i forhold til indholdet i plantebiomassen (se Kapitel 5).

Overordnet set dæmpes strømhastigheden over strækninger pga. grødens tilstedeværelse. Derfor stiger vandstanden, idet samme vandføring skal passere ned ad vandløbet, hvorfor tværsnitprofilen og dermed vandstanden øges. Effekten af tæt grøde på vandstanden varierer afhængig af artssammensætning og biomasse af planterne. Generelt dæmper sump- og kantplanter strømhastigheden mere end de egentlige vandplanter (se Kapitel 3). En undersøgelse af over 3000 grødeskæringshændelser viste en gennemsnitlig reduktion i vandstanden på 16 cm umiddelbart efter grødeskæring (Simonsen, 2016; se Kapitel 3).

Stofpuljen i bunden bliver naturligt bragt i suspension og transporteres videre ned ad vandløbet ved høje vandføringer om efteråret. På det tidspunkt er meget af det organiske stof allerede blevet nedbrudt i vandløbet, tilførslen sker til et større vandvolumen og vandtemperaturen er faldet markant så nedbrydningshastigheden er lavere og dermed risikoen for iltvind som følge af tilførslen af det organiske stof mindre set i forhold til frigørelse ved grødeskæring om sommeren. Grødeskæringen frigør en puls af iltforbrugende organisk stof, der transporteres ned ad vandløbet og videre til nedstrøms søer og kystområder, hvilket kan påvirke den økologiske tilstand negativt i disse vandområder (se Kapitel 5).

2.3.2 Substrat for smådyr

I vandløb med tæt grøde kan overfladearealet af planterne udgøre 5-10 m² for hver 1 m² af vandløbsbunden. Der er således en meget stor tilgængelig overflade, som smådyrene kan sidde på (Figur 2.4). Da vandplanterne er frit eksponerede til vandets strømning, vil smådyrene til stadighed blive passeret af nyt vand med fødepartikler og ilt. Smådyr såsom kvægmyg, visse dansemyg og filtrerende vårfluer, der opfanger fødepartiklerne fra vandet, kan derfor opnå meget store tætheder, hurtig vækst og høj produktion og dermed udgøre en vigtig fødekilde for andre smådyr og fisk.

Ved en moderat grødebiomasse (51 g tørvægt per m²) i Suså i juli 1979 sad der omkring 350 tusinde dansemyg og 75 tusinde kvægmyg tilknyttet grødens overflader per m² af bunden. På selve bunden levede blot omkring 30 tusinde dansemyg, næsten ingen kvægmyg, men tilsammen omkring 13 tusinde orme, vandbænkebidere og vandlopper (Iversen et al. 1985). Den samlede produktion af smådyr er meget høj i lysåbne vandløb med grøde og er eksempelvis 10 gange større her end produktionen af smådyr i den beskyggede, grødefri Rold Kilde inde midt i Rold Skov, hvor smådyrene ikke har vandplanter at sidde på og mængden og kvaliteten af føde tillige er meget lavere (Iversen 1988, Tabel 6.5 i Sand-Jensen 1997).

2.3.3 Planter skaber skjul for fisk

Det er velkendt, at der i lavvandede lysåbne grødefri vandløb er meget få standpladser for ørred, i nogle tilfælde ingen overhovedet. Dog kan trærodde og underskårne brinker skabe standpladser. Men er der spredte grødeøer i vandløbet eller hænger brinkplanter ud i vandløbet er mulighederne markant bedre. I to vandløb med ens høj vandkvalitet kan man derfor opleve, at der ingen ørred er i det vandløb, hvor grøden er skåret tæt, mens der er mange ørreder i mange aldersklasser i vandløbet, hvor nogen grøde er ladt tilbage i og langs vandløbet (Wiberg-Larsen et al. 1994). Det er også åbenbart, at fødekilden til fiskene er meget sparsom i vandløb, hvor grøden er skåret tæt, mens der er skjul og masser af smådyr at æde i vandløbet med efterladt grøde, som smådyrene kan leve på.

2.3.4 Omsætning og tilbageholdelse af næringsstoffer

Organisk stof og næringsstoffer, som ophobes under grøden, nedbrydes af mikroorganismer på bunden. Der foregår tillige en optagelse af næringsstoffer af planter og mikroorganismer både fra vandet og bunden. For kvælstofs vedkommende ved man, at der sker en betydelig nitrifikation af autotrofe bakterier, hvorved ammonium tilført udefra eller frigjort ved nedbrydning af organisk stof i vandløbet, omsættes til nitrat under forbrug af ilt. Herefter kan nitraten eventuelt blive fjernet fra omsætningen ved denitrifikation i områder med iltfrie forhold; typisk nede i vandløbsbunden, og undtagelsesvis ved iltfrie forhold i belægninger af mikroorganismer på planteoverfladerne (biofilm) på planterne. Nitrifikation på planterne kan fremme den efterfølgende fjernelse af kvælstoffet ved omdannelse til kvælstof på gasform.

Til planterne selv og biofilmen er knyttet en betydelig omsætning. Dels sker der om dagen opbygning af organisk stof og frigivelse af ilt ved fotosyntesen af mikroalger og planterne selv, dels sker der døgnet rundt en betydelig nedbrydning af organisk stof og forbrug af ilt (Sand-Jensen et al. 1989a). Da planternes overfladeareal i tætte bestande som nævnt kan udgøre op til 10 m² per 1 m² af vandløbsbunden kan der foregå en betydelig omsætning tilknyttet biofilmen. Opløst organisk stof, der føres med vandet, omsættes i høj

grad af bakterier, og organiske partikler kan konsumeres af smådyr, som alle lever i biofilmen. Hvis den organiske belastning er stor, kan biofilmen rumme meget tætte bestande af bakterier og filtrerende smådyr, som sikrer en bedre selvrensning af vandet, som ikke kan finde sted, hvis grøden er skåret og de biologisk aktive overflader dermed fjernet. Iltforbruget i mørke er sædvanligvis mindre i biofilmen end i selve planterne nedenunder, men ved høj tilførsel af organisk stof kan biofilmens omsætning overstige planternes.

2.4 Hydraulisk modstand og grøde i vandløb

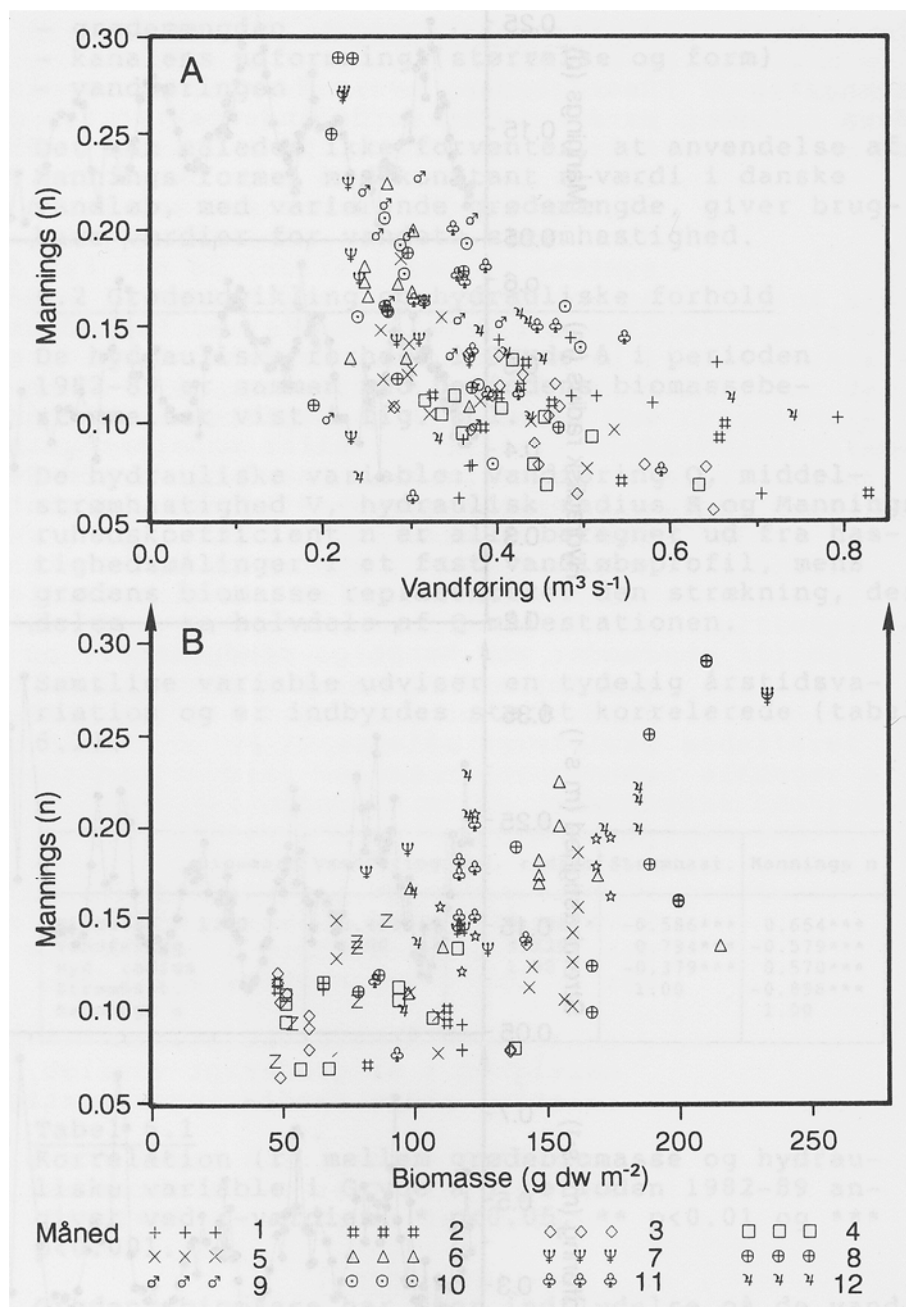
2.4.1 Hydraulisk modstand i vandløb

Den hydrauliske modstand falder ved øget vandføring i et givet vandløb (se afsnit 1.3), mens den omvendt stiger med øget grødemængde i vandløbet (Figur 2.4). Det er imidlertid slående, at der selv for en given strækning i et enkelt vandløb er en meget stor variation i sammenhængen mellem den hydrauliske modstand og vandføringen og grødemængden (Thyssen et al. 1990). For en given vandføring eller en given grødemængde kan den hydrauliske modstand variere mere end 10 gange mellem årstider og år (Figur 2.5). Det skyldes, at mange forhold såsom bundens karakter, strømningens forløb, vind og vejr udover den koblede betydning af vandføringens størrelse og grødemængden også påvirker den hydrauliske modstand (Larsen et al. 1990, 1991; Ovesen et al. 2015). De faktorer, der påvirker den hydrauliske modstand er nemlig ikke uafhængige. Det gør det analytisk svært at isolere betydningen af de forskellige komponenter. Om sommeren er vandføringen således lav og grødemængden høj, mens omvendt vandføringen er høj, og grødemængden er lav i vinterhalvåret.

2.4.2 Plantearter og grødemængdens betydning for hydraulisk modstand

Der er forskel mellem de forskellige arter af vandplanters modstand mod vandets strømning og dermed deres tilbøjelighed til at stuve vandet (Sand-Jensen 2008). Undervandsplanter er meget fleksible pga. små mængder vedstof i stængler og blade. Amfibiske planter eksponeret til luft og egentlige landplanter er stive pga. meget vedstof, fordi de skal løfte stængler og blade op i lyset. Disse forskelle er meget vigtige for den hydrauliske modstand, som planter udøver mod strømmen. For samme lave plantemængde er modstanden mod vandets strømning mindst for undervandsformer af de strømlinede arter såsom enkelt pindsvineknop og grenet pindsvineknop med lange slappe båndblade og de lange trådformede bladfilamenter hos vandranunkel, som følger sig for strømmen og stiller sig i dens hovedretning og derfor øver mindst modstand. Omvendt er formmodstanden mod strømmen større for de buskede skud af vandstjerne, vandpest og sideskærm. Landformen af den amfibiske plante sideskærm har en mere stiv struktur end de mere bøjelige undervandsformer og udøver derfor en større modstand, mens sumpplanter og egentlige landplanter udøver den største modstand mod vandets strømning.

Figur 2.5. Den hydrauliske modstand (Mannings lille n) i Gryde Å som funktion af vandføring (A) eller biomasse af grøde (B). Data stammer fra målinger over flere år på den samme strækning. Efter Thyssen et al. (1990).



Det er muligt at uddrage en umiddelbar konsekvens af forskellen i formmodstand ved øget strømhastighed mellem de fleksible vandplanter og de stive landformer af amfibiske planter og sumpplanter i kantzonen og egentlige landplanter længere oppe på brinken. Høje vandføringer ledsages af højere vandstande og højere strømhastigheder og vil derfor i stigende grad inddrage den del af vandløbets tværprofil, hvor der vokser landformer af amfibiske planter og egentlige landplanter. Sidstnævnte planter vil også optage et forholdsmæssigt større areal i tværsnittet end de egentlige undervandsplanter, som ydermere presses mod bunden ved stigende hastigheder og dermed udøver en forholdsmæssigt mindre modstand (Sode 1997, Champion og Tanner 2000).

Med stigende tæthed af grøde får man forholdsmæssig ikke en tilsvarende stigning i formmodstanden mod strømmen. Effekten er let at forstå. Ved lav biomasse er alle skud fuldt eksponerede til den frie strøm. Men ved høj biomasse giver de yderste skud eksponerede til strømmen læ for de inderste

skud, som derfor oplever en mindre strømhastighed og udøver mindre modstand. Dette forhold har også en vigtig praktisk konsekvens. Hvis plantebiomassen på en strækning er fordelt på en række planteøer udover de en mindre samlet modstand end hvis samme biomasse er fordelt på et stort antal skud spredt jævnt ud over bunden.

2.5 Generelle betragtninger om grødeskæring

2.5.1 Problemer med grøde

Grøde slås for at øge afledningen af vand gennem vandløbet og dermed sænke vandstanden. Grøden skæres især i højsommeren. Meget detaljerede beskrivelser af grødeskæringens redskaber, metoder, effekter og valgmuligheder er tidligere publiceret (Naturstyrelsen 2007a).

Grøden skal skæres i overensstemmelse med de regulativer, der findes for vandløbet. Effekten er meget variabel, men den er gennemgående størst i vandløb med ringe fald. Den gennemsnitlige effekt af en skæring er 16 cm og varigheden er typisk 3-4 uger. Varigheden afhænger dog af plantesammensætningen i vandløbet og kan være betydelig mindre (se Kapitel 3).

Grøde skæres de fleste steder til faste terminer. Det betyder, at grødeskæring ikke altid reducerer risikoen for oversvømmelser, især når de optræder i forbindelse med kraftig nedbør. Kommer der kraftig nedbør umiddelbart inden, vil grødeskæringen selvsagt ikke kunne afhjælpe oversvømmelser, ligesom den heller ikke vil kunne afhjælpe oversvømmelser ved kraftig nedbør fx 3-4 uger efter en grødeskæring pga. genvæksten.

Grødeskæring vil ligeledes ikke have effekt på oversvømmelser om vinteren, hvis grøden er visnet bort eller findes i ganske lille mængde. Når årsagen til den høje vandstand og efterfølgende oversvømmelser er opstuvning af udløbet ved høj vandstand i nedstrøms fjorde, er grødeskæring også uden effekt.

Der er således en række naturlige variationer over året, fra år til år og indenfor et vandløbsopland, som kan føre til oversvømmelser, som grødeskæring ikke kan afhjælpe (se Kapitel 6).

2.5.2 Forskellige måder at slå grøde på

Der benyttes forskellige strategier som baggrund for grødeskæring. De mest succesfulde i forhold til at indfri vandløbslovens formål kombinerer indsigt i vandets naturlige strømning, så vandet bedst muligt kan strømme uhindret efter skæringen, samtidig med, at der efterlades nogen grøde, hvor planterne fortsat kan vokse, smådyrene kan udvikle sig og fiskene kan opsøge føde og have sine standpladser.

Rutinerede åmænd kan aflæse vandets naturlige strømning og derfra slutte sig til, hvor slåningen sikrer den bedste effekt. De kan på bundens lysere farve se, hvor vandet her og nu strømmer mest rigeligt. De kan også se, hvilken retning vandstrømmen tager, og hvor det derfor er bedst at skære for at åbne op for den uhindrede strømning. Dette er imidlertid tidkrævende og derfor øger det omkostningerne ved grødeskæringen set i forhold til mere mekaniske tilgange.

Indsigten i grødeslåningens effekt på vandstand, afstrømning og vandløbets tilstand er ganske udmærket på det generelle, beskrivende plan (Naturstyrelsen 2007a). Sammenhængene mellem den præcise mekaniske indsats og

de tilknyttede hydrauliske og økologiske effekter er dog ofte ikke dokumenteret kvantitativt og vidensgrundlaget er derfor noget ufuldstændigt, når de præcise sammenhænge mellem indsats og virkning skal beskrives. Almindeligvis kan man anvende studier af fysiske og økologiske sammenhænge fra forskningen i andre lande end Danmark. Dette er imidlertid vanskeligt for grødeslåning, fordi der kun findes lidt udenlandsk litteratur om emnet. Det afspejler, at i ingen andre lande er grødeskæring så udbredt et fænomen som i Danmark.

Selve grødeskæringen varierer på flere punkter. Den strækker sig fra ingen skæring overhovedet, over selektiv skæring af uønskede arter, skæring i en eller flere strømrender, skæring af brinkerne og endelig til fuld skæring af al grøde. Metoderne og effekterne behandles på det generelle plan i det følgende.

2.5.3 Grødeskæringsudstyr

Grøden skæres i små vandløb med almindelig le eller motorle i stil med en hækklipper på langt skaft. Anvendelse af le kræver, at man vader nede i vandløbet og dermed er meget tæt på begivenhederne. Det betyder, at man kan slå meget præcist og selektivt. Men arbejdet er hårdt og krævende, især hvis vandet er dybt og bunden blød.

Mejekurv er ofte brugt, idet den kan betjenes fra et køretøj på bredden. En smal mejekurv med klippeaggregat kan benyttes til at klippe grøden af fremfor at rykke den op, og det kan udføres med ganske stor akkuratease af øvede entreprenører. Omvendt ser man også mejekurv anvendt til at rykke næsten al grøden op og tillige fjerne sten og andet substrat i de øverste dele af vandløbsbunden, så vandløbet økologisk set er voldsomt skadet, når indgrebet er færdigt.

I mellemstore og store vandløb udføres grødeskæring fra en særlig båd, der slæber et klippebord efter sig, som kan stilles i højden. Dygtige bådførere kan benytte båden til at skære i strømrender. Der er også udviklet teknikker til at skære dybt ved anvendelse af grødeskæringsbåd (se Ålborgmetoden, 2.7.4).

2.6 Grøde og skyggegivende vegetation på vandløbenes bredder

Betingelserne for vækst af undervandsplanter er gunstig i de lavvandede danske vandløb. I vandløb er plantevæksten som oftest ikke begrænset af mangel på vand og sjældent af næringssalte. Derfor er lyset den vigtigste begrænsende faktor, både ved utilstrækkelig solindstråling og ved høj lysabsorption gennem vandsøjlen og gennem tætte plantebestande. Det sidste fænomen kaldes selvskygning.

Når plantemængden ønskes begrænset, er grødeskæring den ene mulighed, mens den anden mulighed er at begrænse lystilgangen ved at skygge for indstrålingen til vandløbet. Studier i 1970'erne resumeret af Miljøstyrelsen (1980) dokumenterer, at skygning er effektivt til at styre den maksimale grødemængde om sommeren. Effekten er lineær, idet grødemængden falder i takt med at skygningen nærmer sig 100 %. I smalle vandløb kan fuld skyggeeffekt opnås med høje urteagtige planter på bredden. Dog bør det her nævnes at undervandsplanterne bidrager til at skabe variation i levesteder i mange små vandløb og at høj brink vegetation derfor kan have uønskede effekter for smådyr og fisk, især hvis vandløbene er nedgravede og med dominans af sand på bunden (se afsnit 2.3). I bredere vandløb kræves buske og træer for at opnå skygning, fx elletræer. Man kan efterstræbe en ønsket ef-

fekt på mængden af grøde ved at tillade opvækst af naturligt hjemhørende træarter på brinkerne og variere højden, tætheden og fordelingen på henholdsvis syd- og nordvendte bredder.

Principielt har det ingen betydning, hvorledes skygningen opnås, men særligt træer (for eksempel elletræer, som kan tåle at stå med rødderne i vand) kan være hensigtsmæssige at benytte. Desuden vil det ikke være ønskeligt med 100 % bortskygning af grøden. Men med en delvis skygning (afvekslende i langsgående retning) vil man kunne skabe en biologisk gunstig tilsvarende langsgående variation i den reducerede grødevækst i vandløbet.

Afledte fordele ved skygning af vandløbet er en svag reduktion af vandtemperaturen og tilhørende forbedring af iltens opløselighed i vandet. Ulemperne vil være, at den skyggende vegetation skal vedligeholdes, og at træerne til en vis grad vil kunne genere den grødeskæring i selve vandløbet, som fortsat måtte skulle finde sted.

2.7 Grødeskæringsmetoder

2.7.1 Strømrødeskæring

Grøden skæres i en bugtet bane, der følger vandets naturlige strømning, med typisk 5-7 gange vandløbsbredden mellem bugtninger. Man fjerner således grøden i den bugtede bane, som det strømmende vand naturligt vil følge, og hvor grøden virker mest bremsende på vandets løb, og vandføringsevnen således bedst sikres ved at skære grøden bort.

Som tommelfingerregel vurderes, at hvis 25 % af grøden skæres bort opnås en forbedring af vandføringsevnen på 50 % af maksimum. Skæres 50 % bort opnås en forbedring på 75 % af den maksimale forbedring af vandføringsevnen (Naturstyrelsen, 2007a). Når der anvendes procenter som '50 % af grøden', så refereres til procenter af grøden i den regulativmæssige bundbredde og ikke den faktiske bundbredde.

'Tommelfingerreglen' følges tilnærmelsesvis i danske studier, hvoraf et fandt sted i Herredsbækken ved Års (forløber videre nedstrøms som Halkær Å, som udløber i Limfjorden i Halkær Bredning nær Nibe). Her blev der skåret i strømrønde og foretaget Q-h-målinger (Larsen et al, 1991). Vandløbet er ca. 2,0 m bredt, faldet er ca. 1,5 promille, biomassen af grøden (pindsvineknop) var 1,55 kg/m² våd vægt og tørvægten heraf var 7,4 %. Vandføringen blev varieret og målt ved delvis udtømning af en mindre kunstig sø over en overløbskant, og alle målinger blev foretaget samme dag. Først opmålte Q-h kurven med fuld grøde, herefter blev opmålingen gentaget med strømrønder med bredder på henholdsvis 0,5 m, 1,0 m og til sidst med fuld bortskæring af al grøde. Man fandt, at størst effekt opnås ved skæring af 0,5 m strømrønde (25 % af bredden), kun begrænset effekt opnås ved fuld skæring (100 % bredde) i forhold til 1 m strømrønde (50 % bredde). Forskellene og de afvandingsmæssige fordele aftager relativt og forsvinder ved ekstreme vandføringer, men ofte er det også vigtigt at fjerne oversvømmelser hurtigt efter, at de har fundet sted, og her kan strømrønder fremme fjernelsen.

Der findes en enkelt engelsk undersøgelse fra River Lambourn, hvor man ligeledes fandt resultater i bred overensstemmelse med ovennævnte tommelfingerregel på baggrund af data fra tre grødeskæringer, hvor ca. 40 % af vegetationsdækningen af vandranunkel fjernes på strækninger med en plantedækning på mere end 75 % før skæringen. Faldet lå på godt 2 promille. Skæringen reducerede vandstanden mellem 15,5 og 23,2 cm ved vanddybder før

skæringen på mellem 92 og 107 cm. Modstanden mod strømmingen faldt mellem 43 og 50 % målt med Mannings lille n (Old et al. 2014). Hvis plantedækning før skæringen havde været 100 %, ville effekten have været forholdsvis større.

Man skal imidlertid gøre sig klart, at da en lang række forhold påvirker vandføringsevnen fx de aktuelle grødearter (se Kapitel 1.3 og Kapitel 3), så vil der aldrig kunne opnås faste tal for effekter af grødeskæringen uanset metode og omfang.

Den miljømæssige fordel vurderes til at være meget virkningsfuld for vandløbets formudvikling, idet der selv i et kanaliseret vandløb kan igangsættes en udvikling frem imod et mere varieret forløb med større fysisk variation (Naturstyrelsen, 2007a).

Da grøden skæres i en bred bane, efterlader det en betydelig del af vandløbsbunden uden grøde. Her er der begrænsede leveduligheder for planter, smådyr og fisk. Jo hårdere, jo hyppigere og jo større del af grøden i profilet, der skæres, desto større vil den negative natur- og miljømæssige effekt være. Gentagne grødeskæringer i strømrøden kan på sigt fremme blot en enkelt planteart her, mens flere arter kan optræde uden for strømrøden (se Kapitel 4). Grødeskæring kan være meget kritisk for fiskene hvis vandstanden bliver for lav især om sommeren i vandløb med ringe vandføring. I gyde- og opvækstområder for laksefisk bør man ikke reducere den største vanddybde til mindre end 10-15 cm, mens man i laksefiskevand ikke bør reducere vanddybden til mindre end 50 cm. I karpefiskevand bør man ikke reducere den største vanddybde til mindre end 25 cm. Hvis der er regelmæssig vekslen af vanddybden mellem høller og stryg, kan man acceptere lavere vandstand i strygene blot høllerne opfylder kravene til største vanddybde (Moeslund, 2007).

Fortsat grødeskæring i den samme strømrøde år efter år kan også resultere i aflejring af meget bundmateriale uden for strømrøden. Man kan derfor for at overholde regulativet være nødsaget til fra tid til anden at skære det meste af grøden bort og kun efterlade smalle grødebræmmer langs bredderne (Naturstyrelsen 2007a; se Kapitel 4).

I brede vandløb med stryg er det yderst uhensigtsmæssig kun at slå grøden i en enkelt strømrøde, idet vandet naturligt fordeler sig i flere strømkkanaler ned over stryget. Man svækker derfor mulighederne for planter, fisk og smådyr ved i disse tilfælde kun at slå i en enkelt strømrøde, idet de uslåede områder kan opsamle sediment og ophøre med at fungere som stryg med gydemuligheder for laksefisk (Naturstyrelsen 2007a).

2.7.2 Netværksskæring

Hvor vandløbets naturlige form og bredde og grødens naturlige fordeling betyder, at vandstrømmene splittes op i flere parallelle vandstrømme er det hensigtsmæssigt at slå grøden, så flere strømrøder holdes åbne (Naturstyrelsen 2007a). Man kan også her nøjes med at bortskære en del af grøden.

Skæring af grøden i flere strømrøder er hensigtsmæssig på brede stryg, hvor vandet naturligt løber på denne måde. Strategien kan også benyttes i smallere vandløb, hvor der eksempelvis opereres med to strømrøder omkring et midterparti, hvor grøden får mulighed for at udvikle sig naturligt. Strategien kan også anvendes i vandløb med en lille bundhældning, hvor det af hensyn til miljømålene er vigtigt at tilbyde gode forhold for planter,

smådyr og fisk i profilen samtidig med, at vandføringsevnen sikres. Hvis man kan vælge mellem generel strømrendeskæring og netværksskæring som metode, er det ofte en fordel at vælge netværksskæring, fordi den sikrer mere varierede fysiske forhold for organismerne. Hvis den samme mængde biomasse bortskæres, vil den generelle strømrendeskæring dog have den bedste effekt på afvandingen.

Metoden kan have det problem, at den ikke altid arbejder aktivt sammen med vandets overordnede måde at strømme i bugtede baner. Under grødeskæringen kan det også være mere besværligt at sikre, at grøden passivt flyder ned ad vandløbet og kan opsamles på velegnede steder. Man kan blive nødt til at løfte grøden afsted efter at have slået den. Metoden er også vanskelig at praktisere fra grødeskæringsbåd i mellemstore og store vandløb, hvor generel strømrendeskæring er lettere at udføre.

2.7.3 Kombineret strømrendeskæring

Metoden forener den generelle strømrendeskæring og netværksskæring. Grøden skæres i den gennemgående strømmende, men der efterlades grødeøer, hvorved vandstrømmen opdeles i flere strømme mellem mosaikker af grødeøer samtidig med, at den overordnede strømning opretholdes. I svingene kan der skæres hårdere i ydersiderne, mens der mellem svingene kan skæres i flere strømrender. Metoden kan fremme erosions- og aflejningsmønstre i svingene, og mellem svingene kan sikres lavt vand af hensyn til småfiskene.

Metoden kan anvendes i alle vandløb med såvel undervands- og kantvegetation, men er især velegnet i mellemstore vandløb, hvor begge plantetyper er vel repræsenterede.

Metoden tilgodeser de fleste af vandløbets biologiske komponenter. Der er rige muligheder for at variere skæringsmønstrene, men det kræver tid og erfaring at anvende metoden, hvorfor den er mere omkostningsfuld at praktisere end øvrige strømrendeskæringsmetoder.

2.7.4 Ålborgmetoden

Ålborgmetoden er udviklet i Nordjylland med det formål at sikre mere varig effekt af grødeskæring i de mellemstore og store vandløb med beskedent fald i området. Da metoden ikke er beskrevet i tilgængelig litteratur, beskrives den grundigere her end de øvrige metoder (Boks 2). Der skæres i den samme strømmende fra gang til gang, og der skæres i bund, hvorved strømmen kan komme ned og få fat i det fine sediment, så det skylles bort, mens det mere grovkornede substrat efterlades. Erfaringerne er ifølge Ålborg Kommune, at den skaber et frit strømmende miljø, blotlagt bund med sand og grus og forbedrer forholdene for smådyr og fisk, hvorimod variationen i plantearter kun langsomt forbedres. I Lindeborg Å har der ifølge kommunens observationer været en stigende forekomst af andre arter end pindsvineknop efter, at metoden er indført, men deres forekomst er lille og spredt, og det går meget langsomt med at øge deres dækningsgrad (se Kapitel 4).

Boks 2. Ålborgmetoden

Oprindeligt er den initieret ved det praktiske grødeskæringsarbejde i Lindenberg Å, fordi de talrige (op til otte) grødeskæringer om sommeren havde skabt total dominans af enkelt pindsvineknop, som ydermere på meget kort tid vendte tilbage med fuld dækning af bunden og udfyldning af vandsøjlen efter bladene var blevet skåret fra grødeskæringsbåd. Derfor besluttede man at skære i bund, selv om det kræver mere tid, større erfaring og fører til forøgede udgifter pga. slid på redskaberne.

Ålborgmetoden (Kjeldsen og Munk 2014) kan betragtes som en modifikation af den generelle strømrønde-skæring. Der skæres i den samme strømrønde fra gang til gang, og der skæres i bund. Det modvirker den effekt, at der stod et tæt dække af stubbe fra enkelt pindsvineknop tilbage, hvori sediment blev aflejret.

Metoden har, som den udlægges af brugerne, den fordel, at man i løbet af få år kan omdanne overbrede, kanaliserede vandløb til bugtede vandløb med større makromorfologisk variation og en vandløbsbund med færre aflejringer af finkornet materiale i strømrønden. Den er med til at opretholde frit strømmende vand i vandløb, der pga. dominans af pindsvineknop har tendens til at gro til om sommeren og derved miste det strømmende vands kvaliteter.

Brugerne af metoden rapporterer en forbedring af det økologiske miljø, øget dog sparsom forekomst af andre plantearter end pindsvineknop og forbedret miljø for smådyr og fisk som følge af det strømmende vand. Metodens effekt på det økologiske miljø er dog ikke studeret systematisk og dokumenteret og det er derfor ikke muligt at vurdere metodens betydning for opfyldelse af miljømålene.

Med en lang kontrakt til en erfaren grødeskærer, som der kræves for at benytte denne metode, kan der sikres en løbende vidensudveksling mellem praktikerne og vandløbsfolkene med henblik på at udvikle og dokumentere en praksis, som forhåbentlig kan medvirke til både at opfylde miljømålene og sikre afvandingen.

2.7.5 Brinkskæring

I smalle, dybt nedskårne vandløb er der stor skygning af de neddykkede vandplanter fra planterne på brinken (Kern-Hansen et al. 1980). Brinkvegetationen kan være så tæt og kraftig, at de rager ind over det frie vand og tager næsten al lyset, så der ikke kan vokse vandplanter. Men selv, hvis der vokser vandplanter kan de være så fåtallige og afstrømningsforholdene sådanne, at det ikke er omkostningseffektivt at skære dem. I stedet kan man om nødvendigt fokusere på brinkplanterne, fordi det langt overvejende er dem, som udøver modstand mod vandets strømning og dermed vandafledningen under høje vandføringer og vandstande.

Det kan i nogle vandløb være hensigtsmæssigt at udnytte brinkplanternes skyggeeffekt først på sommeren for at holde grøden i vandløbet nede, mens det i andre vandløb kan være hensigtsmæssigt at slå dem tidligere, så der bliver tilstrækkeligt lys til vandplanterne. Disse kan i mange vandløb, som beskrevet ovenfor, være centrale i forhold til at skabe levesteder for fisk og smådyr. Det vil ofte være hensigtsmæssigt at skære brinker i august-september, når der er størst risiko for store vandføringer. Brinkvegetation kan være kraftig gødsket fra tilstødende landbrugsarealer og domineret af en ret artsfattig vegetation af høje urter og græsser, især langs små vandløb i landbrugslandet. Hvis brinkvegetationen skæres med en fingerklipper og den afklippede materiale fjernes med sit indhold af næringsstoffer er det muligt at indgrebet over en årrække kan medvirke til at gøre brinkvegetation mere artsrig. Man kan arbejde strategisk med tidspunktet for brinkskæ-

ring for at opnå den mest optimale forbedring af biodiversiteten og samtidig sikre vandafledningsevnen.

2.7.6 Fuldskæring

Fuldskæring kan gennemføres for at give maksimal vandafledning. Herved vil den hydrauliske modstand fra grøden i princippet blive elimineret. Også i vandløb der fuldskæres vil der være genvækst af planter, ligesom man, afhængig af skæringshyppigheden, vil kunne fremme de arter, som vokser hurtigt frem.

Der kan være vanskeligt at opnå en god økologisk tilstand ved fuldskæring, idet planterne fjernes næsten komplet og dermed reduceres levestederne for smådyr og fisk drastisk.

2.7.7 Selektiv grødeskæring

Selektiv skæring kan til tider næsten have karakter af naturpleje, idet skæringen selektivt fjerner de plantearter, som man ikke ønsker, og efterlader de arter, som man ønsker at fremme. Den selektive skæring kan dog også udføres af hensyn til såvel biodiversiteten som vandafledningsevnen ved høje vandføringer, idet vegetationen kan skæres så den holder sig under en passende lav højde, hvorved vandet helt uhindret kan løbe bort henover grøden i tilfælde af høje vandføringer og vandstande. Det selektive vil så ofte omfatte at skære kantplanterne, som er stive og stikker højt op og netop øver den største hydrauliske modstand ved høje vandstande og vandføringer. Dernæst skæres undervandsplanter ned til under en passende højde, så de især holder sig nær bunden og ikke hindrer vandafledning ved høje vandstande.

Det kræver dygtige åmænd med sans for vandløbets liv at gennemføre selektiv grødeskæring og det tager naturligt nok længere tid. Men resultatet for miljøet kan være stort, idet man kan skabe et meget fint vandløb, i modsætning til den dårlige miljøtilstand, som efterlades ved de mere grove metoder.

2.7.8 Minimal eller ingen grødeskæring

Minimal eller ingen grødeskæring kan anvendes i vandløb, hvor der er meget begrænsede eller ingen afvandingsinteresser eller hvor afvandingen af eventuelle landbrugsnære arealer ikke er påvirkede af vandstanden i vandløbet. Det kan eksempelvis være små kildebække med stort fald, hvor vandføringen er ret konstant året rundt. Det kan også være skovvandløb, hvor der ikke findes nævneværdige mængder af grøde. Minimal eller ingen grødeskæring vil være det mest optimale til at sikre natur- og miljøtilstanden.

3 Effekter på vandstand og vandføringsevne

3.1 Grødeskæring og vandløbshydraulik – introduktion

Strømhastigheden og dens rumlige og tidslige variation i vandløbet er påvirket af planternes tilstedeværelse. Planternes påvirkning af strømhastigheden er bestemt af arternes opbygning og struktur (se Kapitel 2.4). Planternes strømningsmodstand er dog ikke entydig og vil eksempelvis afhænge af vandføringen. Det betyder, at planternes strømningsmodstand varierer hen over året i takt med, at biomassen ændres. Samtidig er påvirkningen ved samme biomasse afhængig af vandføringen på det givne tidspunkt.

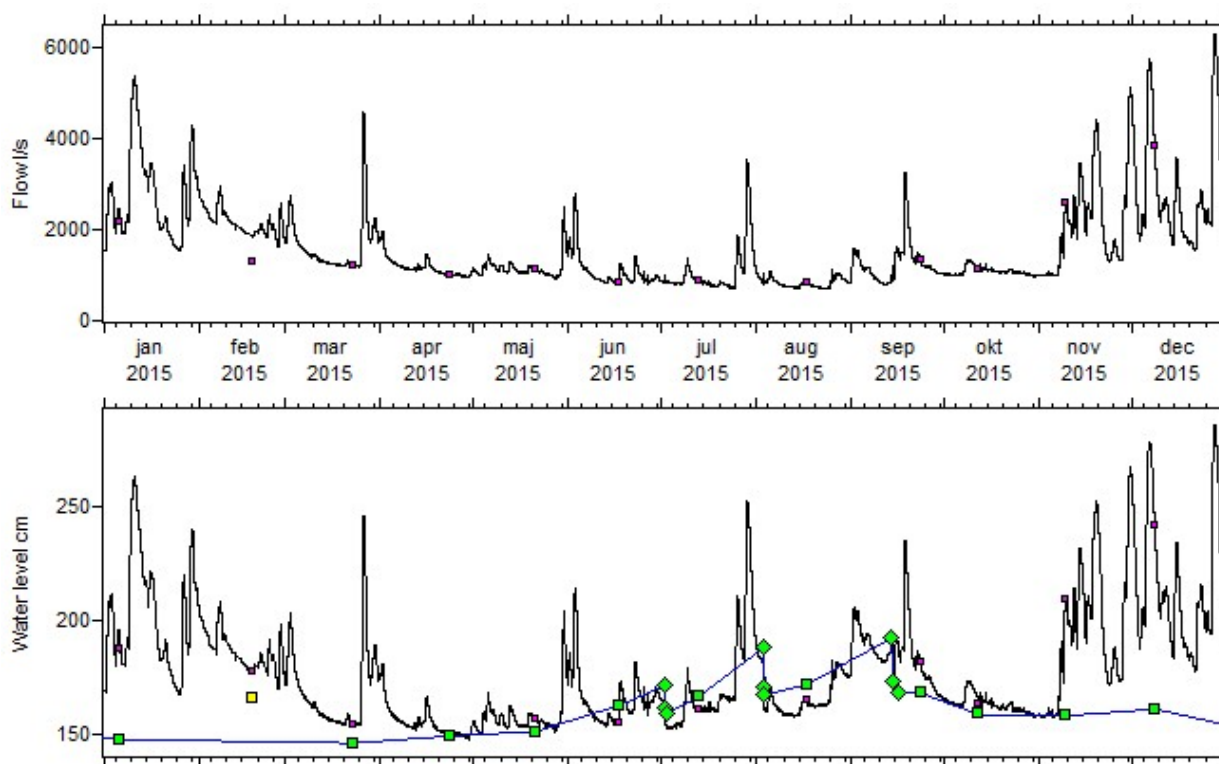
Da vandføringen generelt er størst i vinterhalvåret, er det normalt også her de højeste vandstande forekommer. Grøden henfalder normalt helt i løbet af vinterperioden, og derfor afhænger vandføringsevnen på denne årstid først og fremmest af vandløbets dimensioner. I visse perioder kan den dog også blive reduceret af eventuelle isdannelser. I sommerhalvåret er vandføringsevnen både bestemt af dimensionerne og den hydrauliske strømningsmodstand i den fremvoksende grøde.

Et eksempel på variationerne i vandføringsevnen over året er angivet i Figur 3.1, der viser data fra Trend Å i Nordjylland. Udviklingen i kontrolvandstanden på den nederste del af figuren er et direkte udtryk for udviklingen i vandføringsevnen, således at en forøgelse af kontrolvandstanden direkte svarer til reduktion i vandføringsevnen. Om vinteren er kontrolvandstanden lav svarende til en høj vandføringsevne – vandet bliver ikke bremsed udover af den modstand, der er fra vandløbets sider og bund. I vandløb med plantevækst begynder kontrolvandstanden at stige ved vækstperiodens start, normalt i løbet af maj. Og hvis grøden bliver skåret, falder vandstanden i umiddelbar forbindelse hermed. På figur 3.1 ses tre hændelser med grødeskæring, hvor kontrolvandstanden falder brat og vandføringsevnen dermed stiger. I løbet af sommeren starter genvæksten normalt lige efter skæringen, men fra sidst på sommeren eller i efteråret sker der ingen genvækst. Herefter henfalder grøden, og kontrolvandstanden falder tilsvarende til det lave vinterniveau (Figur 3.1).

Overordnet gælder det, at grødens hydrauliske modstand stiger lineært med strømhastigheden, men så snart vandstanden vokser og vandet overvejende strømmer hen over grøden vokser den hydrauliske modstand meget mindre med øget strømhastighed. Planter med form som enkeltstående stive strukturer fuld eksponeret til strømmen udøver en modstand, der er proportional med kvadratet på strømhastigheden (Sand-Jensen et al. 2006). Hvis strømhastigheden fordobles, bliver modstanden derfor fire gange større.

Undervandsplanternes bøjelige strukturer følger sig for vandets bevægelse med stigende strøm og reducerer hermed det frontale areal, der vender op mod strømmen og bremser den. Strømlinede arter med bøjelige blade som pindsvineknop og vandranunkel følger sig for strømmen og stiller sig i dens strømretning, mens buskede planter som vandstjerne, vandpest og sideskærm yder mere formmodstand. Hvis planterne er ret korte og vokser tæt på bunden, presses planterne tæt ned mod bunden og beskytter gensidigt hinanden mod strømmen, som i stedet løber oven over dem og en fordobling af strømhastigheden skaber også op mod en fordobling af modstanden mod strømmen, men sædvanligvis dog noget mindre (Sand-Jensen 2008). Når planterne har

meget lange skudkæder eller blade langt oppe i strømmen, bliver det sværere at undvige den kraftige påvirkning. Her stiger modstanden afhængig af arten typisk med strømhastigheden opløftet til en potens mellem 1,3 og 1,9 (Sand-Jensen 2008). Det betyder, at planternes modstand stiger mellem 2,5 og 3,7 gange ved en fordobling af vandets strømhastighed.



Figur 3.1. Trend Å, vandføring og vandstand 2015. Blå kurve: Kontrolvandstand ved en konstant kontrolvandføring på 1000 l/sek. Udviklingen i grødens betydning for vandføringsevnen kan direkte aflæses af kontrolvandstanden. Der kan identificeres 3 grødeskæringer i løbet af året, hvor kontrolvandstanden falder momentant med mellem 10 og 25 cm. Grønne firkanter angiver målte vandføringsværdier, hvoraf de, der står på spidsen, er estimerede værdier til støtte for beregningen

Effekten af den øgede strøm er dog markant mindre, hvis planterne vokser meget tæt i bestande med høj biomasse. Så stiger modstanden typisk med strømhastigheden opløftet til en potens mellem 1,25 og 1,56 for forskellige arter, hvilket betyder, at planternes modstand stiger mellem 2,4 og 2,9 gange, når strømhastigheden fordobles.

Med stigende biomasse stiger formodningen typisk med biomassen opløftet i potensen 0,59-0,77 for forskellige arter (Sand-Jensen 2008). Det indebærer, at formodningen alene tilknyttet planterne stiger 1,5-1,7 gange ved en fordobling af biomassen.

I de største vandløb i Danmark er der som regel ikke en væsentlig påvirkning af vandføringsevnen fra grøden. Det skyldes den meget ringe mængde lys, der når ned til bunden, hvis vandløbet er omkring 1,5 meter eller dybere. Der er dog undtagelser fra dette på strækninger, hvor vandet er særlig klart.

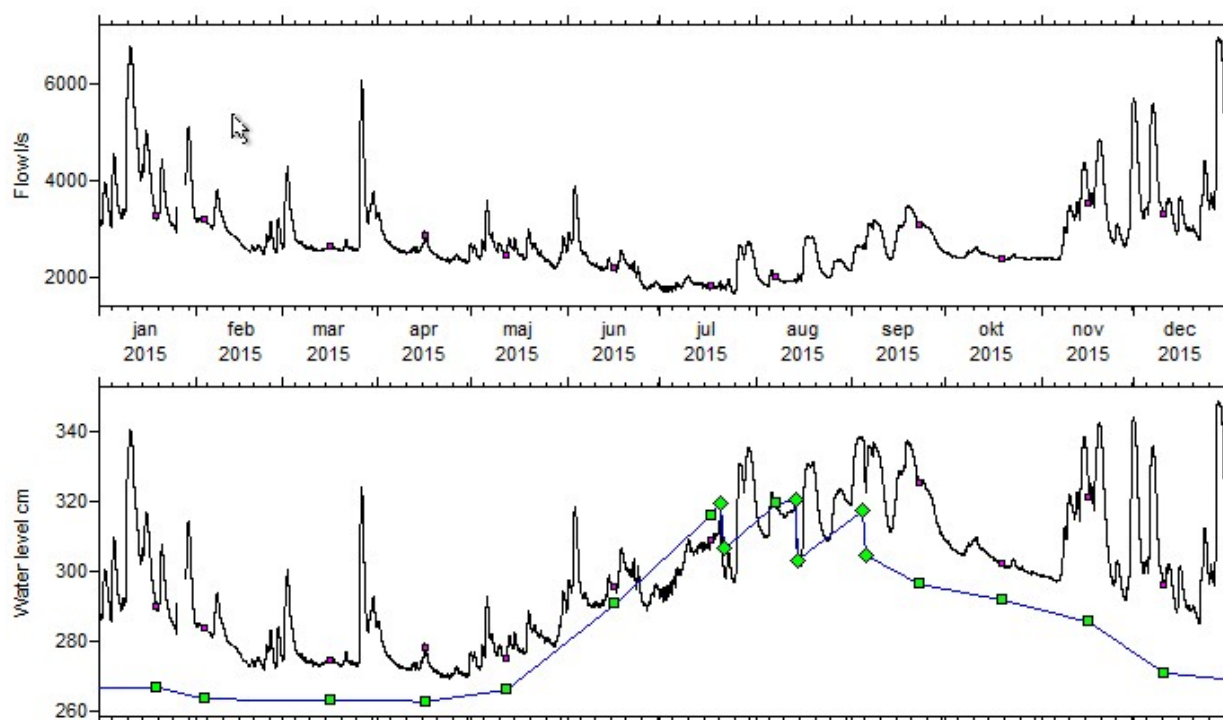
I vandløb med ringe fald vil strømhastigheden generelt være lavere, og grødevæksten vil derfor kunne påvirke vandstanden og vandføringsevnen mere. Det skyldes især, at det strømmende vand presser og afbøjer planterne mere mod bunden jo højere strømhastigheden er, og modstanden aftager derfor med stigende strømhastighed.

Jo mindre fald vandløbet har, des længere strækning vil være påvirket af en lokal opstuvning. Det betyder, at hvis faldet er ringe, kan en vandløbsstrækning med grødevækst påvirke vandstanden på en længere strækning opstrøms herfor. Som en tommelfingerregel kan en strækning påvirkes af opstuvning op til det sted, hvor vandløbsbunden er i samme niveau som vandspejlet på stedet eller strækningen, hvor opstuvningen sker. Eksempelvis vil det betyde, at i et vandløb på 1 meters dybde og med et fald på 1 promille vil en opstuvning kunne påvirke vandstanden ca. 1 km opstrøms. I danske vandløb er faldet typisk i intervallet mellem 0,1 og 5,0 promille, så derfor er der meget stor forskel på, hvor langt opstrøms, en stuvningspåvirkning vil række.

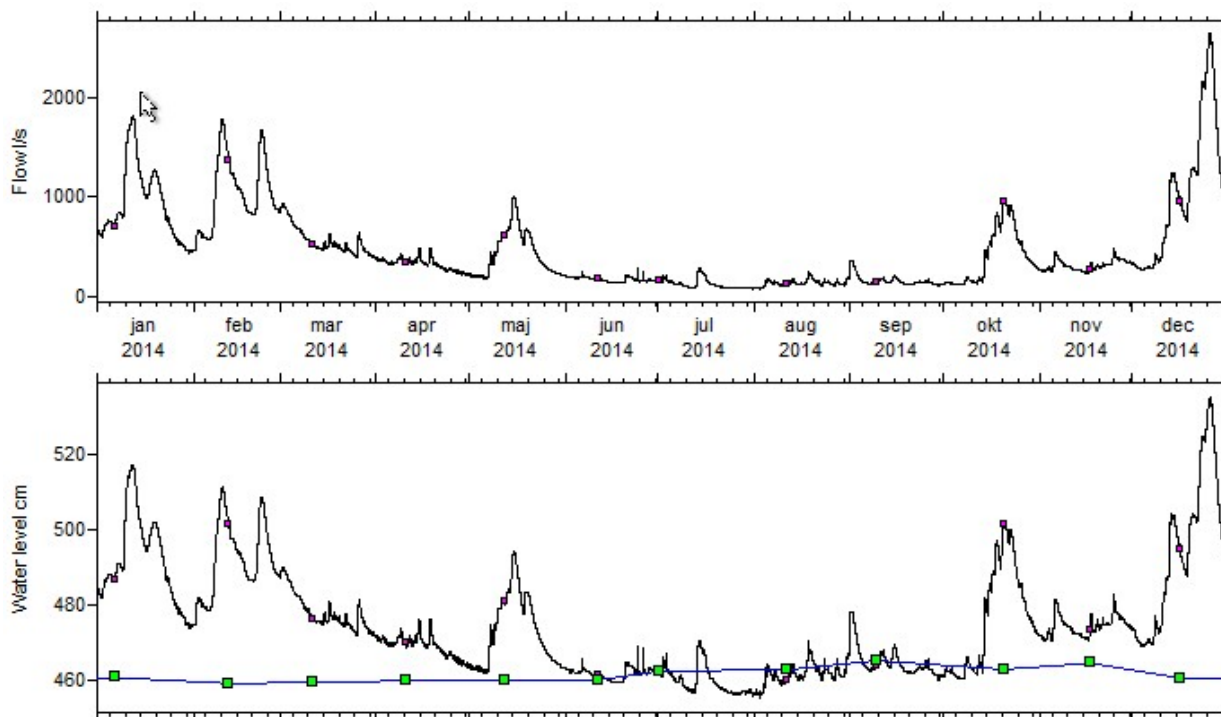
3.2 Grødeskærings indflydelse på vandstanden

Når man betragter vandstandskurver fra forskellige vandløb, kan man konstatere, at en grødeskæring giver et fald i vandstanden på alt fra nogle få cm op til omkring en meter. Den store variation i effekten af en grødeskæring findes i både små og store vandløb. Der findes i dag ca. 270 hydrometriske målestationer i Danmark, hvor der kontinuerligt registreres vandstand og måles vandføring. Ved omkring halvdelen af stationerne er vandstanden, og dermed vandføringsevnen, tydeligt påvirket af grødevækst og regelmæssig grødeskæring.

I den nedre del af Lindenberg Å i Himmerland har grøden stor indflydelse på vandstanden. I 2015 gav den anledning til en stigning på omkring 60 cm inden grødeskæringerne påbegyndtes (Figur 3.2). Det anslås, at hvis grøden ikke bliver skåret her, ville den kunne give anledning til omkring 1 meter forhøjet vandstand midt i vækstperioden. Det er en strækning med meget ringe fald, og der skæres normalt 3 – 4 gange om året. Et andet eksempel er givet i Figur 3.3, der viser data fra Havelse Å i Nordsjælland. Heraf fremgår det, at grøden stort set ikke har nogen indflydelse på vandstanden.



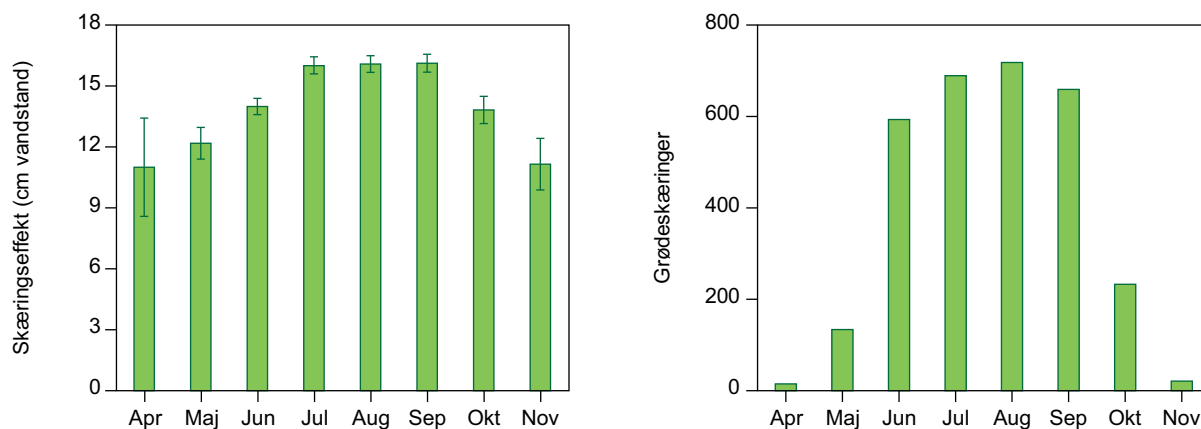
Figur 3.2. Lindenberg Å, vandføring og vandstand 2015. Blå kurve: Kontrolvandstand ved en konstant kontrolvandføring på 2000 l/sek. Udviklingen i grødens betydning for vandføringsevnen kan direkte aflæses af kontrolvandstanden. Der kan identificeres 3 grødeskæringer i løbet af året, hvor kontrolvandstanden falder momentant med omkring 20 cm. Grønne firkanter angiver målte vandføringsværdier, hvoraf de, der står på spidsen, er estimerede værdier til støtte for beregningen



Figur 3.3. Havelse Å, vandføring og vandstand 2014. Blå kurve: Kontrolvandstand ved en konstant kontrolvandføring på 150 l/sek. Grønne firkanter angiver målte vandføringsværdier, hvoraf de, der står på spidsen, er estimerede værdier til støtte for beregningen

Der ses en generel tendens til, at grødeskæringernes direkte effekt på vandstanden er størst i visse af de nord- og vestjyske vandløb, især der hvor faldet er ringe (typisk mindre end ca. 0,5 promille). Det er i vandløb med en vis vanddybde (0,5 til 1,5 meter) og en forholdsvis stor vandføring hele året. Her har grødeskæringen karakter af at være generelt vandstandssænkende i sommerperioden. Derimod er vanddybden i de fleste østdanske vandløb normalt ikke særlig stor i sommerperioden, og alene derfor vil den umiddelbare vandstandssænkning ofte ikke kunne blive særlig betydelig. Derfor vil grødeskæringen her mere have karakter af forebyggelse af en ekstra høj vandstand i forbindelse med eventuelle efterfølgende kraftige nedbørs- og afstrømningsbegivenheder. Dette gælder især de mindre vandløb, hvor også en forebyggende skæring af kanterne er almindelig.

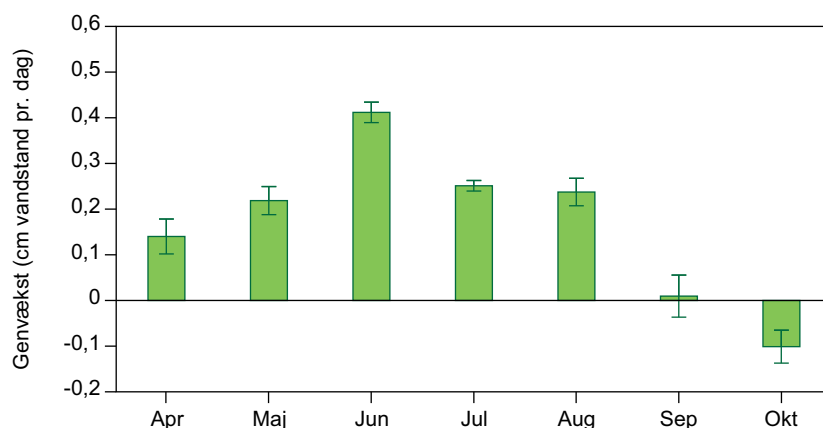
En undersøgelse af grødeskæringens effekt på vandstand og plantegenvækst (Simonsen 2016) viser, at en grødeskæring, der foretages i perioden juli til september i gennemsnit resulterer i et fald i vandstanden på 16 cm., og at effekten er mindre i begyndelsen og slutningen af vækstperioden (Figur 3.4). I undersøgelsens samtlige 3.086 vurderede grødeskæringsbegivenheder reduceres vandstanden med mellem 1 og 73 cm ved en grødeskæring. Det fremgår ligeledes, at grødeskæring især finder sted i juni til september med nogenlunde lige højt antal i hver måned og meget sjældnere i maj og oktober. Den gennemsnitlige effekt er lidt mindre i juni og oktober end i juli-september. I undersøgelsen indgår data fra målestationer i 126 vandløb, der er jævnt fordelt over landet, men de er udelukkende beliggende i type 2 (2-10 meters bredde) og type 3 (>10 meters bredde) vandløb. Undersøgelsen er derfor ikke repræsentativ for små type 1 vandløb.



Figur 3.4. A: Grødeskæringseffekten beregnet som forskellen mellem vandstanden før og efter en grødeskæring i 126 danske vandløb. Højden på søjlen angiver gennemsnittet mens barerne angiver standard afvigelsen på data. B: Antallet af grødeskæringer pr. måned (Simonsen 2016).

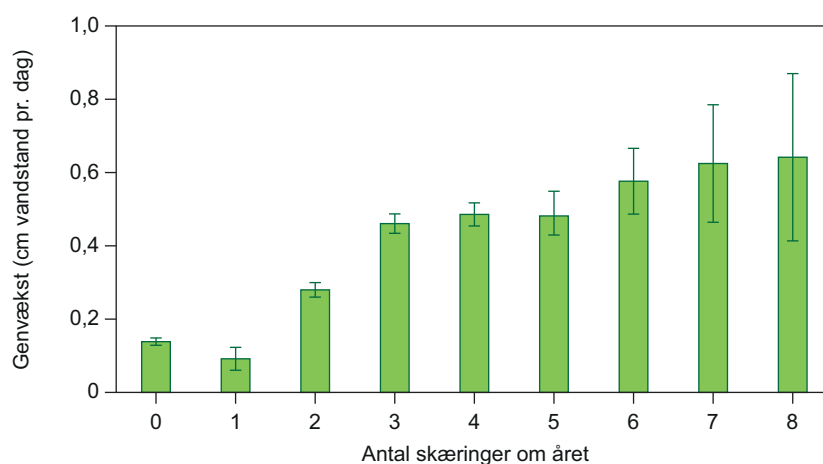
Genvækstens betydning for hvor hurtigt effekten af en grødeskæring aftager er også undersøgt. Effekten varierer tydeligt med tidspunktet for grødeskæringen (Figur 3.5). Genvæksten er størst i juni måned, hvor planternes vækst giver en gennemsnitlig vandstandsstigning på 0,41 cm/dag, hvilket er over dobbelt så højt som i maj, juli og august. Der er ingen genvækst i efteråret (september) og i oktober måned kan der registreres en negativ genvækst, hvilket betyder at planternes biomasse henfalder.

Figur 3.5. Planternes genvækst efter en grødeskæring i forår, sommer og efterårsmåneder. Genvæksten er beregnet som cm vandstandsstigning/dag imellem to på hinanden følgende grødeskæringer eller i en periode på 3 uger efter sidste skæring.



Samtidig er genvæksten størst i de vandløb, der skæres hyppigst (Figur 3.6). Således stiger vandstanden som følge af genvæksten samlet set med antallet af årlige grødeskæringer fra gennemsnitligt 0,04 cm/dag ved 1 årlig skæring til gennemsnitligt 0,6 cm/dag ved mere end 6 årlige skæringer.

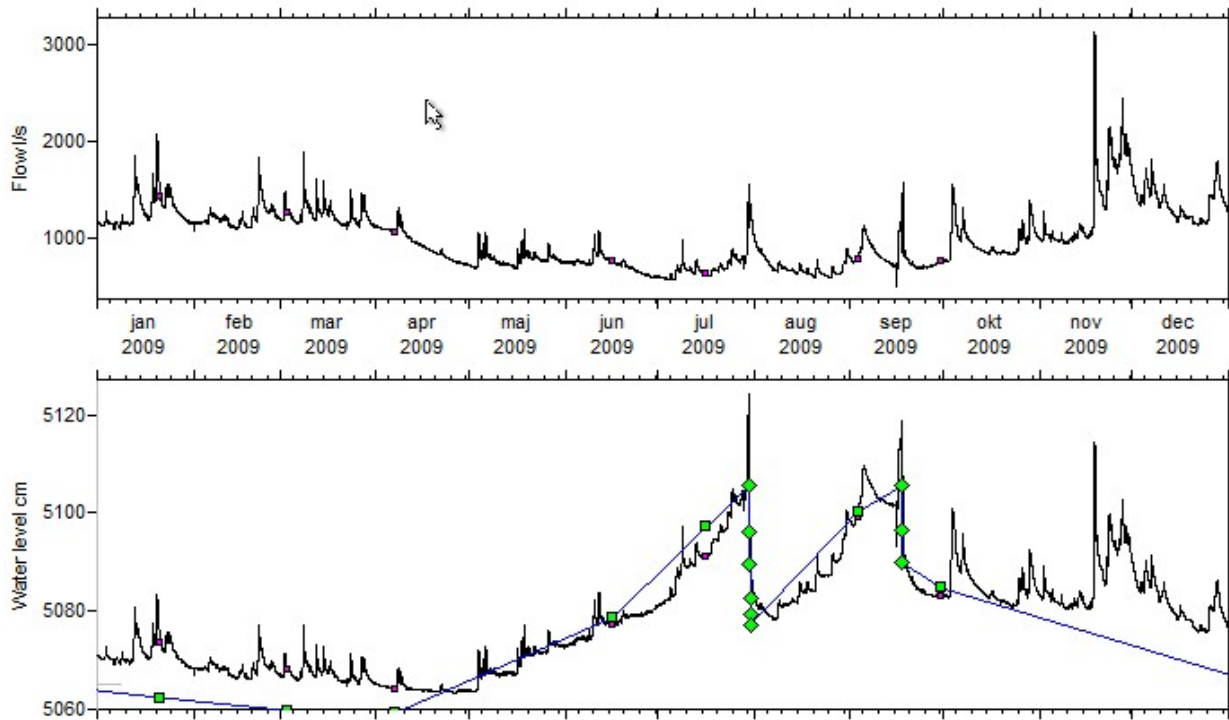
Figur 3.6. Planternes genvækst efter en grødeskæring som funktion af grødeskæringshyppigheden. Genvæksten er beregnet som cm vandstandsstigning/dag imellem to på hinanden følgende grødeskæringer eller i en periode på 3 uger efter sidste skæring.



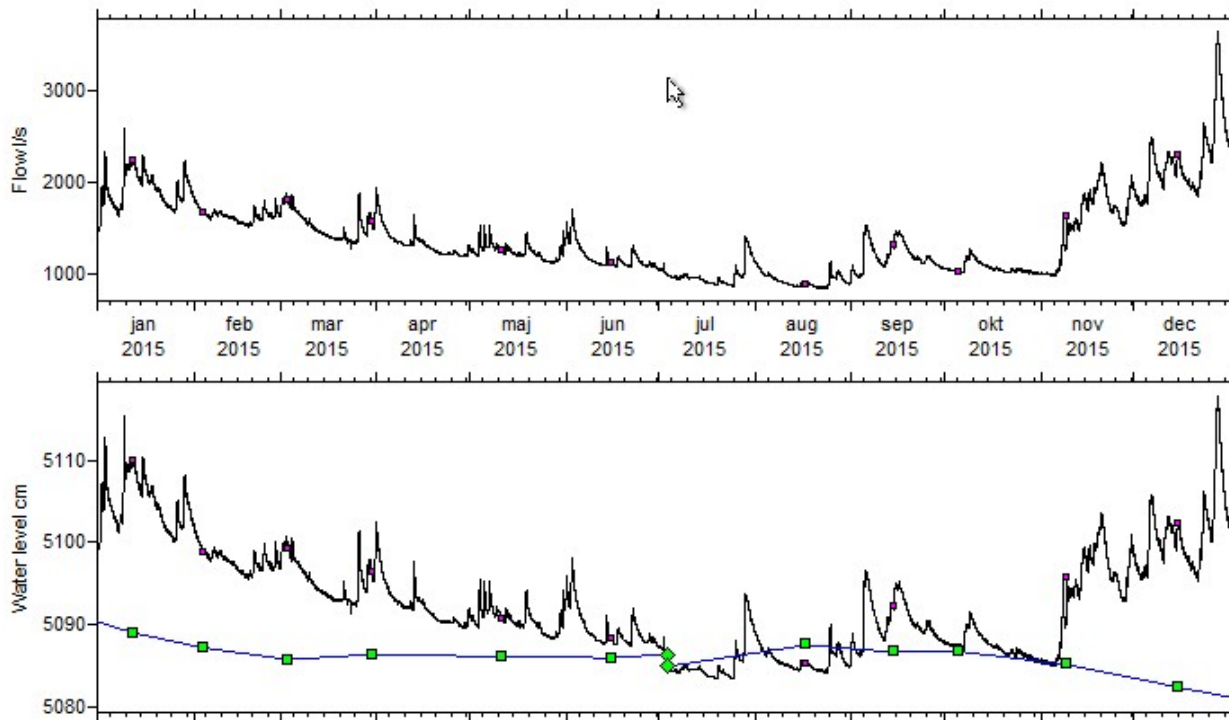
I en undersøgelse foretaget for Naturstyrelsen (KMS 2011) er grødevækst og grødeskærings effekt på vandstanden vurderet på basis af data fra ca. 200 hydrometristationer i perioden 2000 – 2009. De fleste af de undersøgte stationer menes også at indgå i (Simonsen 2016). Resultaterne her viser bl.a., at medianværdien, for hvor meget en grødeskæring sænker vandstanden, er 19 cm, og at der er en effekt på vandstanden i 22 dage efter skæringen. Ifølge denne undersøgelse starter grødens vækstsæson i begyndelsen af maj og slutter i midten af november. Medianen for hvor mange skæringer, der foretages årligt er 1.

Der er betydelige år til år variationer i grødens betydning for vandføringsvevnen, da mængden og væksthastigheden er meget afhængig af de klimatiske betingelser. En varm sommer med meget sol kan medføre en meget større forringelse af vandføringsvevnen end somre med dårlige vækstbetingelser. Figur 3.7 viser data fra samme målestation i Holtum Å i Midtjylland for hhv. 2009 og 2015. Det fremgår tydeligt, at grøden har langt større betydning for vandstanden i den første del af årene. I 2009 er vandstanden påvirket med op til en halv meter, og 2 grødeskæringer sænker vandstanden med 20 – 30 cm per gang, hvorimod der i 2015 kun ses ringe påvirkning og en enkelt skæring, der kun sænker vandstanden med få cm.

Behovsbestemt grødeskæring dvs. at skæringen kun gennemføres, når der er risiko for store afstrømninger vil derfor samlet set give en højere effektivitet af de gennemførte grødeskæringer med hensyn til at bidrage til afvanding end grødeskæring på faste terminer. Samtidig vil behovsbestemt grødeskæring begrænse hyppigheden af skæringer, hvilket kan reducere genvæksten og dermed give en længere varende effekt på vandføringsvevnen. Online data for vandstand og nedbør kan nyttiggøres som beslutningsstøtte til, hvornår grødeskæringer skal gennemføres.



Figur 3.7a. Holtum Å, vandføring og vandstand 2009. Blå kurve: Kontrolvandstand ved en konstant kontrolvandføring på 800 l/sek. To grødeskæringer i juli og september sænker momentant vandstanden med 20-30 cm. Grønne firkanter angiver målte vandføringsværdier, hvoraf de, der står på spidsen, er estimerede værdier til støtte for beregningen



Figur 3.7b. Holtum Å, vandføring og vandstand 2015. En grødeskæring i juli har stort set inden indflydelse på vandstanden. Grønne firkanter angiver målte vandføringsværdier, hvoraf de, der står på spidsen, er estimerede værdier til støtte for beregningen

3.3 Effekten af forskellige grødeskæringsmetoder

De forskellige grødeskæringsmetoder giver tilsvarende en forskellig forøgelse i vandføringsevnen i forbindelse med det enkelte indgreb. Da sammenhængen mellem biomasse, artsfordeling og strømningsmønstret er meget komplekst, er der ikke en enkel, direkte sammenhæng mellem mængden af fjernet grøde og forøgelsen i vandføringsevnen. Men hvis man betragter det enkelte indgreb, vil en fuldstændig fjernelse af grøden på vandløbets bund og sider umiddelbart give den største forøgelse af vandføringsevnen.

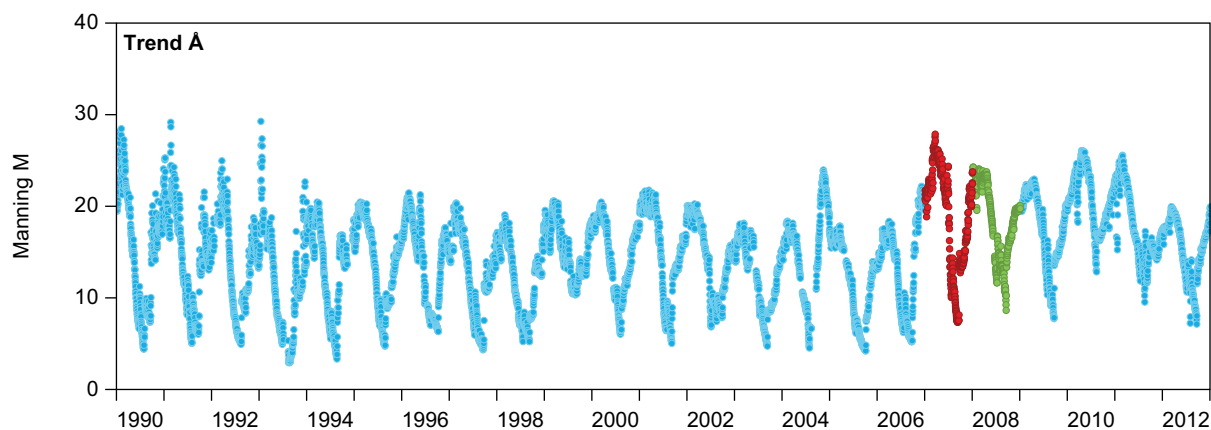
Tidligere undersøgelser af sammenhængen mellem udvikling i vandføringsevnen og ændringer i vedligeholdelsespraksis og grødeskæring (Iversen 1997) og (Ovesen 2015) viser, at det er meget vanskeligt at fastlægge sammenhænge mellem vandføringsevne og forskellig grødeskæringspraksis. Det skyldes især, at vandløb er meget dynamiske og hele tiden ændrer sig i forhold til vandføring, sedimenttransport mv. Samtidig er der meget stor forskel på de klimatiske betingelser fra år til år, og det vil ofte have væsentlig større betydning for vækstbetingelser, og dermed vandføringsevnen, end en ændring i princippet for grødeskæringen.

I undersøgelsen af udviklingen i vandføringsevnen i perioden 1990 til 2012 på 27 strækninger, hvor der er sket en reduktion i omfanget af grødeskæring, er der på 18 ud af de 27 sket en reduktion af vandføringsevnen i sommerperioden (Ovesen 2015). I gennemsnit er vandstanden ved stationerne i sommerperioden steget med ca. 13 cm, varierende i intervallet fra 1 til 59 cm. Reduktionerne i grødeskæringerne er sket i form af færre årlige skæringer og/eller skæring i en reduceret bredde. Udviklingerne skyldes en kombination af ændringer i strømningsmodstand (Manningtal) og gradvise ændringer i vandløbsprofilerne. Det må umiddelbart antages, at en modsvarende intensivning af grødeskæringen vil kunne give tilsvarende fald i vandstanden, men eventuelle ændringer i plantesammensætningen eller i vandløbsprofilen vil betyde, at det ikke nødvendigvis vil være tilfældet.

Variationer i strømningsmodstanden (Manningtallet) i Trend Å for perioden 1990-2012 viser som eksempel de forventelige variationer mellem sommer (højt Manningtal) og vinter (lavt Manningtal) (Figur 3.8). Figuren demonstrer også, at der er variation fra år til år og den viser en uventet ændring i modstanden fra et år med mere intensiv grødeskæring (rød kurve) til et år med mindre intensiv (grøn kurve) grødeskæring. Man ville forvente at modstanden blev større dvs. Manning tallet mindre ved mindre intensiv grødeskæring. Men det omvendte skete.

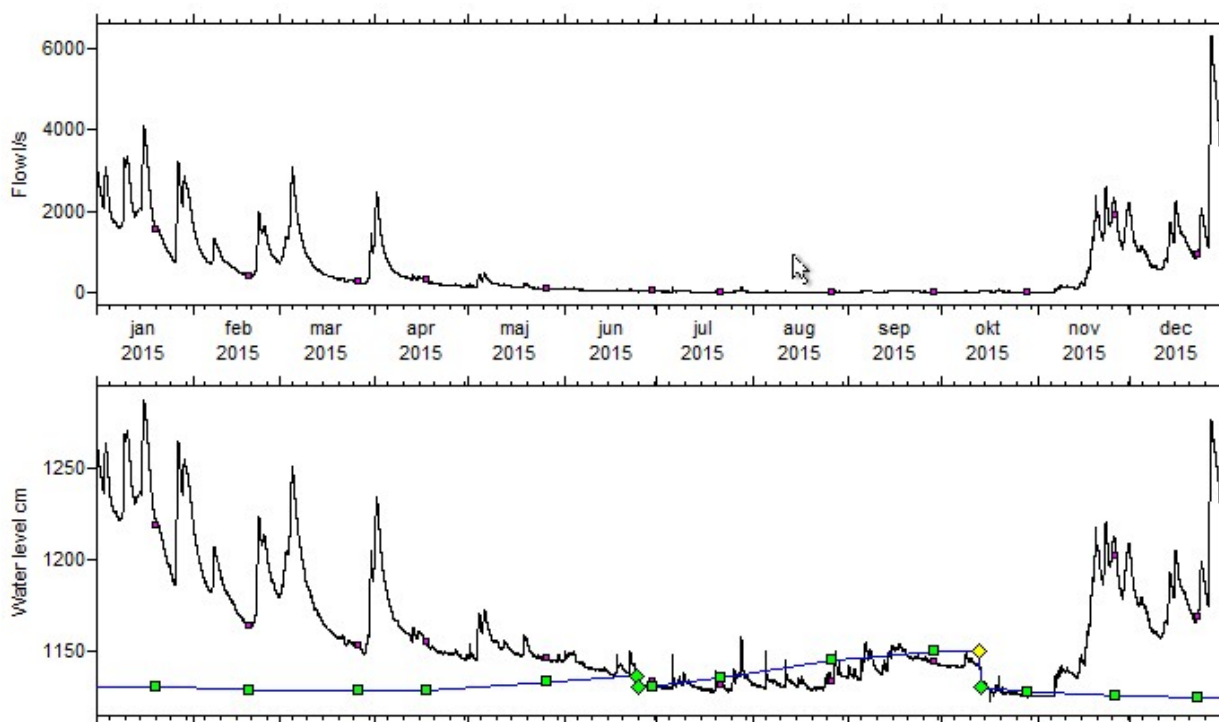
I samme undersøgelse fremgår det også, at grødevækst tilsyneladende har relativt størst betydning for vandføringsevnen i små vandløb, idet Manningtallet er mindst (størst strømningsmodstand) i vandløb med lille vandløbsbredde.

I en del vandløb skelner man mellem kantskæring og skæring i selve vandløbet (bunden). Det gælder især for mindre vandløb med kunstigt, skråt anlæg, der er betydeligt uddybede. En kantskæring har ikke nødvendigvis en umiddelbar effekt på vandstanden, men den kan bidrage til, at vandstanden ikke bliver forhøjet så meget, som den ellers ville blive under en eventuel efterfølgende kraftig afstrømningsbegivenhed.



Figur 3.8. Døgnværdier af Manningtal for perioden 1990-2012 for Trend Å, Fredbjerg Bro. Rød og grøn markerer hhv. året før og året efter ændring af grødeskæringspraksis til mindre intensiv grødeskæring(Ovesen 2015).

På figur 3.9 ses data fra Saltø Å på Vestsjælland for 2015, hvor der kan ses 2 grødeskæringer i hhv. sommer og efterår. Skæringerne har ikke resulteret i betydelige fald i vandstanden, men sammen med skæringer af kanterne har det medvirket til, at vandstanden senere på året er blevet reduceret.



Figur 3.9. Saltø Å, vandføring og vandstand 2015. Blå kurve: Kontrolvandstand ved en konstant kontrolvandføring på 30 l/sek. Grønne firkanter angiver målte vandføringsværdier, hvoraf de, der står på spidsen, er estimerede værdier til støtte for beregningen

3.4 Langsigtede effekter af grødeskæring

Praksis med hensyn til grødeskæring har naturligvis en umiddelbar betydning for mængden af grøde i vandløbet om sommeren, men grødeskæringen kan samtidig medføre midlertidige og permanente ændringer i vandløbets geometri. Det skyldes vandløbsvegetationens evne til at tilbageholde sedimenter og til at koncentrere vandbevægelsen bestemte steder i profilet.

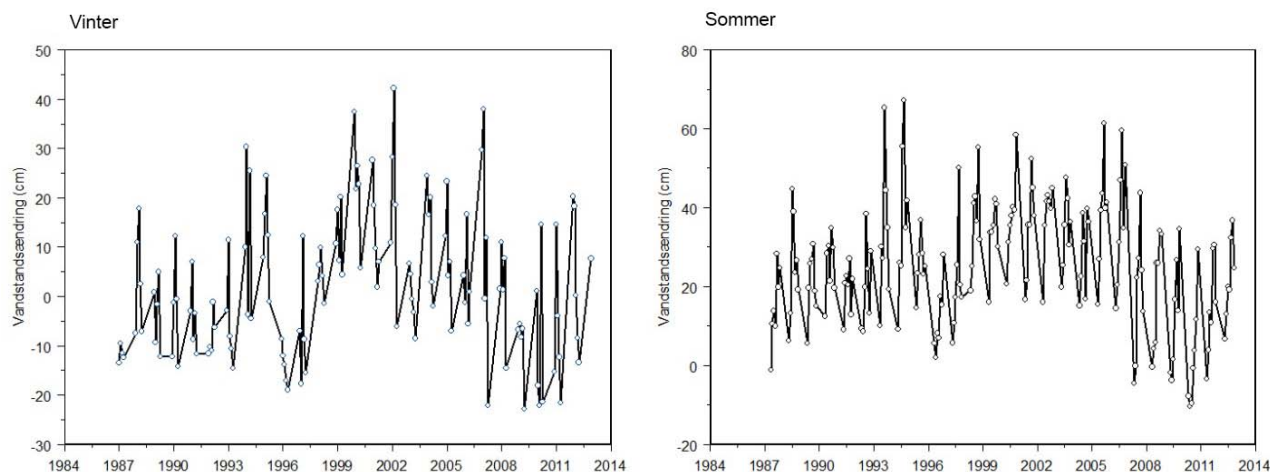
Praksis for grødeskæring vil derved have stor betydning for aflejring og erosion og dermed for hvordan vandløbsprofilen udvikler sig på længere sigt. I nogle vandløb er der iagttaget en betydelig indsnævring af tværprofilen i forbindelse med overgang fra skæring i fuld bredde til skæring i strømrønde i en del af profilen. Det kan medføre en tilsvarende reduktion i vandføringsevnen, men i nogle tilfælde er det sket i en kombination med en samtidig, naturlig uddybning af profilen, og herved er vandføringsevnen opretholdt uændret. Mængden og tekturen af sedimenttransporten og grødens artsfordeling har stor betydning for denne udvikling, og det er således meget vanskeligt at forudsige de mere langsigtede konsekvenser for vandføringsevnen af en ændret grødeskæringspraksis.

I mange vandløb sker der gennem årene en gradvis udvikling i morfologien (vandløbs skikkelse), og dermed også i vandføringsevnen, med mindre den fastholdes gennem løbende vedligeholdelse ud over grødeskæring. Den udvikling sker som en løbende tilpasning til ændrede betingelser f.eks. efter tidligere ændringer af vedligeholdelsen, men også som følge af ændringer i det hydrologiske regime. En udvikling i middelvandføringen og i hyppighed og størrelse af ekstreme afstrømningsbegivenheder, som respons på klimaudviklingen, påvirker således forholdene og skaber øget dynamik i alle vandløb. Det betyder, at hvis der f.eks. sker en forøgelse af middelvandføringen og/eller de store ekstremvandføringer, vil der i et naturligt vandløb som følge heraf ske en tilsvarende naturlig udvidelse og tilpasning til de ændrede forhold. Over en årrække vil ændringer af vedligeholdelse og grødeskæring tilsvarende få betydning for grødens artssammensætning og dermed også herved på vandføringsevnen.

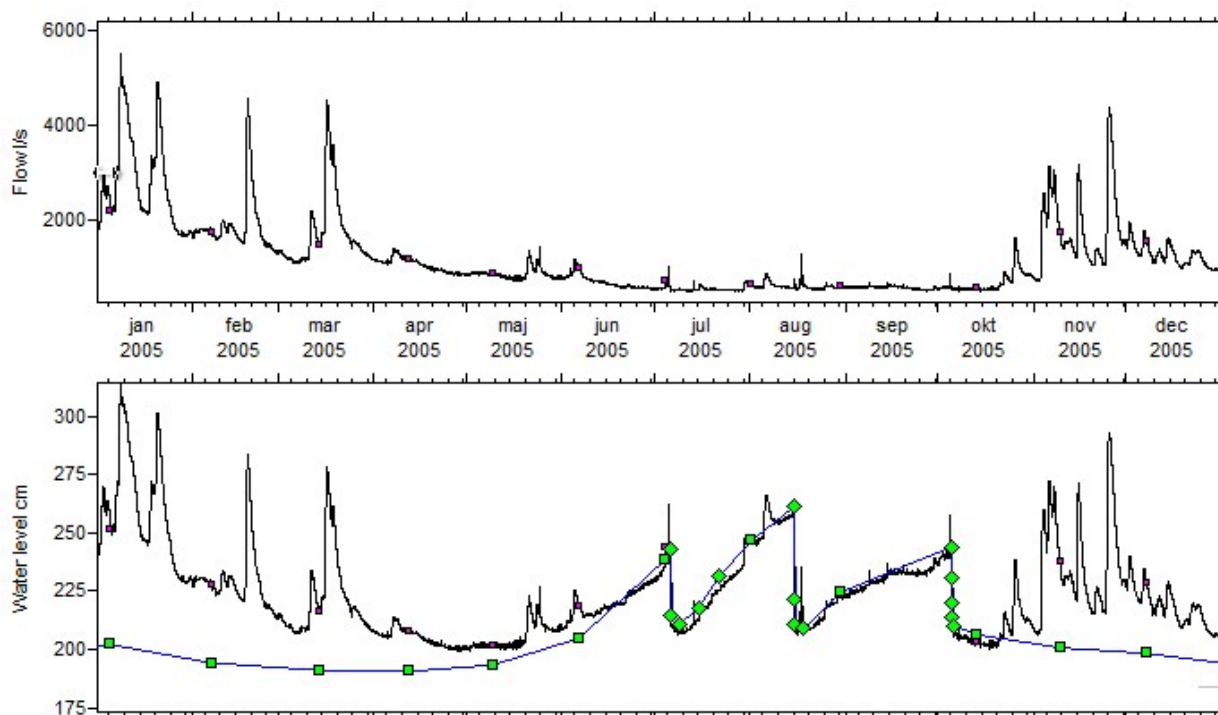
I Iversen (1997) er der lavet en undersøgelse af vandføringsevnen i danske vandløb i perioden 1976 til 1995. Her blev der konstateret en reduktion i vandføringsevnen i omkring halvdelen af de undersøgte vandløb, mens den var forøget i godt 10 % af vandløbene. I resten af vandløbene var forholdene uændret. Den konstaterede udvikling svarede til en gennemsnitlig vandstandsstigning på ca. 5 cm. I de vandløb, hvor vandføringsevnen var reduceret, svarede det til en vandstandsstigning på gennemsnitligt ca. 16 cm over hele perioden, og i de enkelte vandløb varierede stigningen mellem 4 og 42 cm. Vandstandsstigningerne var sket både i sommer- og vinterperioden. Undersøgelsen nævner to forhold, der kan være medvirkende årsag til dette, nemlig ændret vedligeholdelsespraksis og en række milde vintre efter 1986. Med hensyn til vedligeholdelsespraksis nævnes, at det ikke kan påvises at den generelle reduktion i vandføringsevnen alene skyldes ændret vedligeholdelsespraksis, idet der i en del af vandløbene er sket ændringer i vandføringsevnen selvom vedligeholdelsespraksis ikke er ændret. Ændring i vedligeholdelsespraksis har været en medvirkende årsag til at vandstanden er steget, idet de største stigninger ses i vandløb med ændret vedligeholdelsespraksis. En reduktion i vandføringsevne falder i de fleste tilfælde sammen med myndighedernes ændrede praksis for vandløbsvedligeholdelse, hvor grødeskæring er begrænset til en strømrønde, der er smallere end vandløbet med en gradvis indsnævring af vandløbet til følge. Denne praksis blev indført i erkendelse af at vandløbsmyndighederne ikke er berettigede til at vedligeholde vandløbene udover de dimensioner, der er fastlagt i regulativerne.

Ovesen (2015) jf. 3.3 fandt, ud over ændringerne i sommervandstanden, endvidere, at der for vinterperioden var sket en vandstandsstigning på 10 af de 27 undersøgte stationer. I gennemsnit var stigningen i perioden 1990 til 2012 på 9 cm, varierende fra mindre end 1 cm til 27 cm.

Eksempler på udvikling i vandføringsevnen på længere sigt er givet i figur 3.10. Udviklingerne i vandføringsevnen kan ikke for Trend Å korreleres med ændringer i vedligeholdelse, men for Årup Å er der en sammenhæng mellem overgang til strømrendeskæring og en heraf følgende indsnævring af profilet, der i en periode har medført en gradvis reduktion i vandføringsevnen. Grødevæksten og skæringerne har stor betydning for vandstanden i Årup Å, hvilket fremgår af Figur 3.11, der viser data fra 2005. Årup Å er også et vandløb med meget ringe fald (omkring 0,1 promille på strækningen ved målestationen).

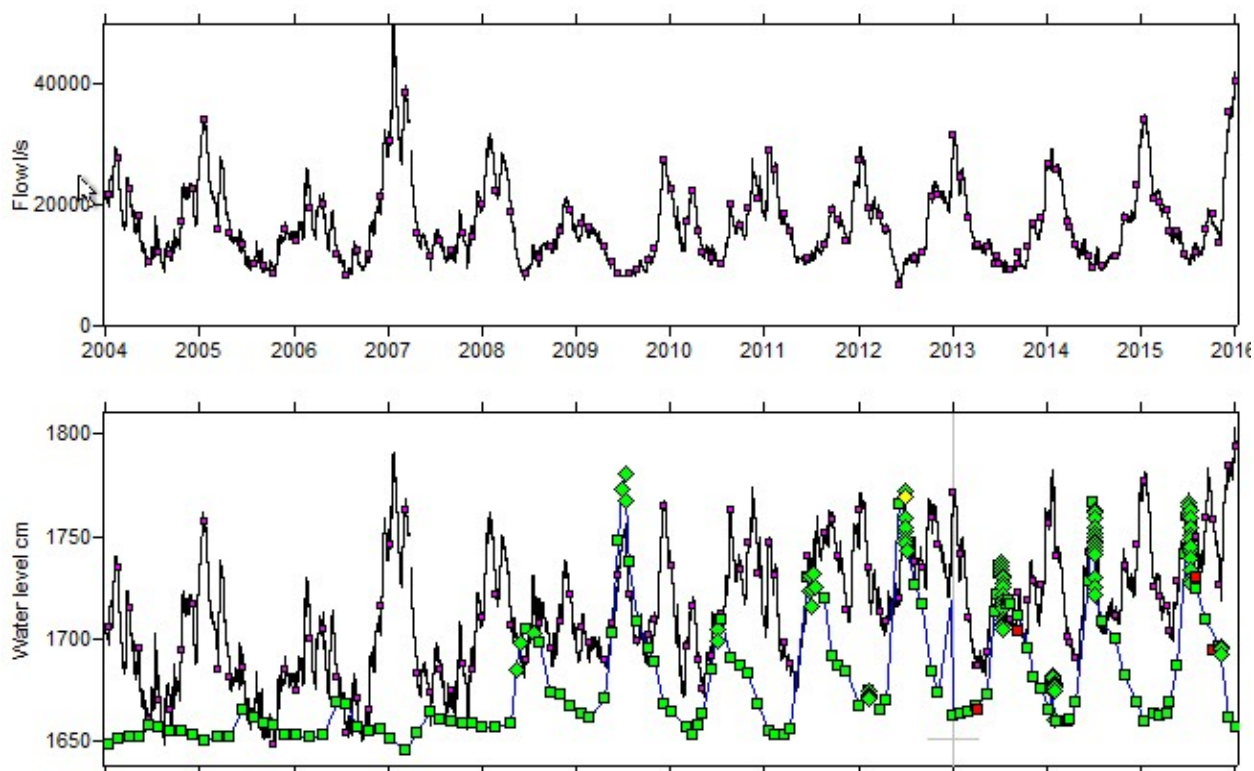


Figur 3.10. Til højre: Trend Å i Himmerland. Kontrolvandstand for sommerperioden 1987 til 2013. Fra 2007 og frem ses et tydeligt fald i vandstanden og dermed forbedring i vandføringsevnen. Til venstre: Årup Å i Thy. Kontrolvandstand for vinterperioden 1985 til 2013. Frem til 1996 ses en gradvis forøgelse af vandføringsevnen, hvorefter der sker en gradvis reduktion frem til omkring 2008.



Figur 3.11. Årup Å ved Årup. Vandføring og vandstand 2005. Blå kurve: Vandstand ved kontrolvandføring = 600 l/sek. Grønne firkanter angiver målte vandføringsværdier, hvoraf de, der står på spidsen, er estimerede værdier til støtte for beregningen.

I Gudenåen neden for Silkeborgsøerne er der i løbet af den seneste årrække sket en markant udvikling i grøden og dens betydning for vandstanden i sommerperioden (Figur 3.12). Frem til omkring 2008 er der kun en ubetydelig grødepåvirkning af vandstanden, men de efterfølgende år er der op til ca. 1 meter forøget vandstand. Det skyldes med stor sandsynlighed, at vandet er blevet væsentligt mere klart efter den meget kraftige udvikling i bestanden af vandremuslinger i Silkeborgsøerne. De filtrerer vandet og sollyset kan derfor nu nå ned til vandløbsbunden, og dermed er vækstbetingelserne langt bedre end før. Af figuren fremgår det endvidere, at den forøgede plantevækst kun har en meget lille betydning for vandstanden i vinterperiode. Her er kontrolvandstanden på samme niveau som før 2008.



Figur 3.12. Gudenå, Tvilum Bro, nedstrøms Silkeborg, vandføring og vandstand 2004-2015. Blå kurve: Vandstand ved kontrolvandføring = 10.000 l/sek. Grønne firkanter angiver målte vandføringsværdier, hvoraf de, der står på spidsen, er estimerede værdier til støtte for beregningen

4 Effekter på økologisk tilstand

4.1 Vurdering af økologisk tilstand

De biologiske kvalitetselementer i Vandrammedirektiv sammenhæng omfatter den akvatiske flora, smådyr og fisk. Den akvatiske flora omfatter her alger (fytoplankton og bundlevende alger) og vandplanter. I Danmark er alle vandløb relativt små, og de kan derfor ikke opretholde egentlige populationer af fytoplankton. På vandløbsstrækninger, der ligger nedstrøms søer, kan der dog forekomme fytoplankton, men tæthed og sammensætning vil afspejle søens og ikke vandløbets tilstand. Derfor indgår dette kvalitetselement ikke i en økologisk tilstandsvurdering.

I Danmark blev der under planlægningen i den 1. vandplansperiode udelukkende anvendt ét kvalitetselement (smådyr) til vurdering af vandløbets økologiske tilstand, og ét indeks, Dansk Vandløbsfauna Indeks - DVFI. I vandområdeplanerne for 2. vandplansperiode indgår yderligere to kvalitetselementer, da der i dag også eksisterer indeks til vurdering af den økologiske kvalitet vha. vandløbets planter (Dansk Vandløbsplante Indeks - DVPI) samt fisk (Dansk Fiskeindeks for Vandløb - DFFV, i to udgaver for hhv. små og større vandløb). Der foreligger fortsat ikke et indeks til vurdering af vandløbets tilstand ud fra de bundlevende alger.

DVFI indgår som kvalitetselement i både type 1, 2 og 3 vandløb, DVPI indgår som kvalitetselement i type 2 og 3 vandløb, mens DFFV indgår som kvalitetselement i type 1 vandløb og DFFVa som kvalitetselement i type 2 og 3 vandløb. I forbindelse med en vurdering af om en vandløbsstrækning har målopfyldelse gælder, jævnfør Vandrammedirektivet, at god økologisk tilstand skal være opfyldt for alle kvalitetselementer. En opgørelse viser at ca. 24 % af de danske vandløb i dag har målopfyldelse for så vidt angår DVPI, DVFI og DFFV (Kristensen et al. 2013).

Naturgivne forhold spiller en væsentlig rolle for fordelingen af planter, smådyr og fisk i danske vandløb, idet især vandløbenes størrelse er af betydning. Det er årsagen til, at vandløbene i den administrative praksis inddeles i type 1-3 som funktion af netop størrelsen (se kapitel 1.2).

Imidlertid er der en række centrale eksterne påvirkningsfaktorer og det er disse, der kan forhindre, at vandløb opnår den gode økologiske tilstand. Den væsentligste faktor har i årtier været udledning af dårligt rensed spildevand fra byer, spredtliggende og ukloakerede ejendomme, samt virksomheder med særskilt udledning, herunder dambrug. Specielt udledningen af organisk stof har haft stor negativ indflydelse på smådyr, fisk og i et vist omfang også vandplanterne. Imidlertid er denne faktor væsentlig minimeret i takt med den forbedrede rensning ved de offentlige renselanlæg og dambrug.

I dag spiller dårlige fysiske forhold i vandløbene en stadig større rolle for den økologiske tilstand. Reguleringen af flertallet af danske vandløb (flere end 90 %) kombineret med tidvise opgravninger af vandløbsbunden fastholder vandløbene i en tilstand, hvor ensartede fysiske forhold dominerer. Kombineret med gentagne grødeskæringer mange steder, har det skabt forringede levevilkår for de arter af planter, smådyr og fisk, som kendetegner uregulerede vandløb. Således er en række levesteder forsvundet i vandløbene, både områder med forholdsvis dybe og stillestående vande (herunder

bagvande) og områder med lav vanddybde og stærk strøm (stryg). Ligeledes spiller spærringer en væsentlig negativ rolle for vandrefisk som ørred og laks, men reelt også for adskillige andre fiskearter (og smådyr som fx stormuslinger).

Udover de fysiske forhold spiller næringsstofftilførsler også en rolle for den økologiske tilstand. Vandløbenes indhold af opløst fosfat varierer således mellem 0,002 til lokalt næsten 5 mg/L, mens indholdet af opløst uorganisk kvælstof kan variere fra 0,005 til over 30 mg/L (Wiberg-Larsen et al. 2013). Forhøjede næringsstofniveauer påvirker især planternes sammensætning og fordeling. Derudover kan tilførsler af pesticider fra primært jordbruget samt – i det mindste lokalt – andre miljøfremmede stoffer, som udledes via spildevand have en væsentlig indvirkning på den økologiske tilstand.

Der kan således peges på en lang række af faktorer, som enkeltvis har negativ indflydelse på tilstanden af de biologiske kvalitetselementer i vandløbene. Imidlertid er de biologiske kvalitetselementer i langt de fleste tilfælde udsat for flere samtidige påvirkninger. Eksempelvis medfører den udbredte landbrugsdrift fysiske såvel som kemiske påvirkninger, hvilket gør det komplekst at udpege enkeltfaktorer som årsagen til, at et givet kvalitetselement ikke når målopfyldelse.

Tabel 4.1 opsummerer de enkelte tilstandselementers sårbarhed overfor en række af ovennævnte påvirkningsfaktorer i danske vandløb (Baatrup-Pedersen et al. 2004a). I det følgende vil der blive fokuseret på påvirkninger fra grødeskæring. Disse er generelt negative, da vandløb som naturtype ikke har et vedligeholdelsesbehov som eksempelvis heder og enge, og dermed heller ikke behov for grødeskæring for at nå miljømålene. Grødeskæring gennemføres udelukkende med henblik på at forbedre afvandingen.

4.2 Økologisk tilstand, planter og grødeskæring

DVPI, som skal anvendes i tilstandsvurdering i type 2 og 3 vandløb, påvirkes generelt negativt af grødeskæring (Baatrup-Pedersen et al. 2015a), hvor hyppigheden af skæringen, tidspunktet og omfanget er afgørende for, hvor negative effekterne er (se Baatrup-Pedersen et al. 2004b; Baatrup-Pedersen et al. 2016).

4.2.1 Grødeskæringshyppighed og tidspunkt

Overordnet set vil grødeskæringer, der gennemføres mere end én gang i løbet af planternes vækstsæson, medføre risiko for, at den økologiske tilstand vurderet med anvendelse af DVPI ikke når god økologisk tilstand (type 2 og 3 vandløb; Figur 4.1) (Baatrup-Pedersen et al. 2015a). Det skyldes, at hyppigere skæringer bevirker, at plantesamfundene ændrer sig med øget forekomst af forstyrrelsestolerante arter, der har en negativ indvirkning på DVPI. Det er især arter med basalt vækstpunkt (Figur 4.2) og arter med overvintringsorganer i form af rodknolde (rhizomer), der fremmes af hyppige skæringer (Figur 4.3). Arter med basalt vækstpunkt og veludviklede rhizomer tåler skæringen, fordi de relativt hurtigt kan danne nye blade fra de basale dele af planten, som har overlevet grødeskæringen eller fra de kraftige rhizomer i vandløbsbunden. Det betyder, at de hurtigt kan genopbygge deres biomasse efter en grødeskæring (se boks 3).

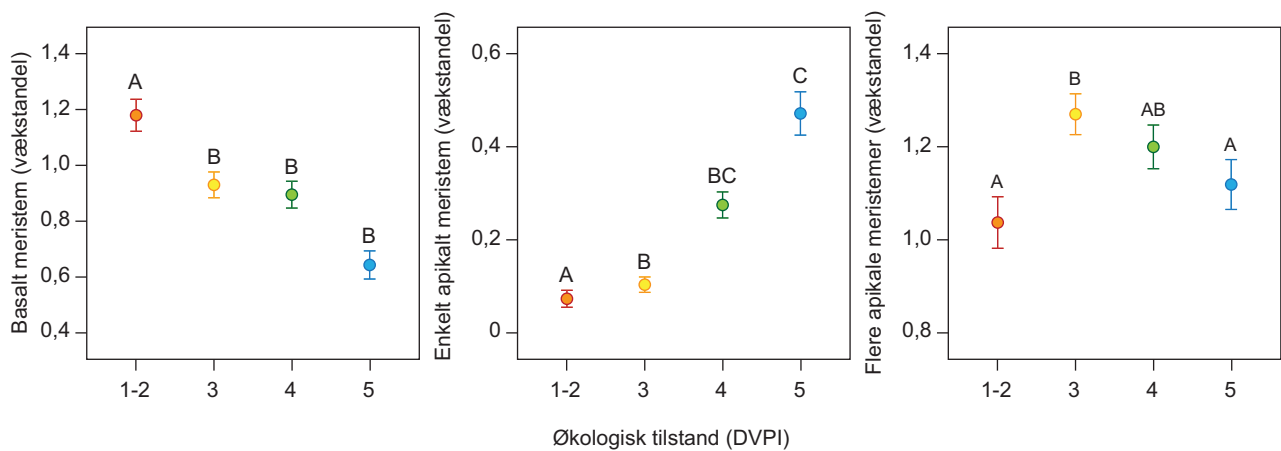
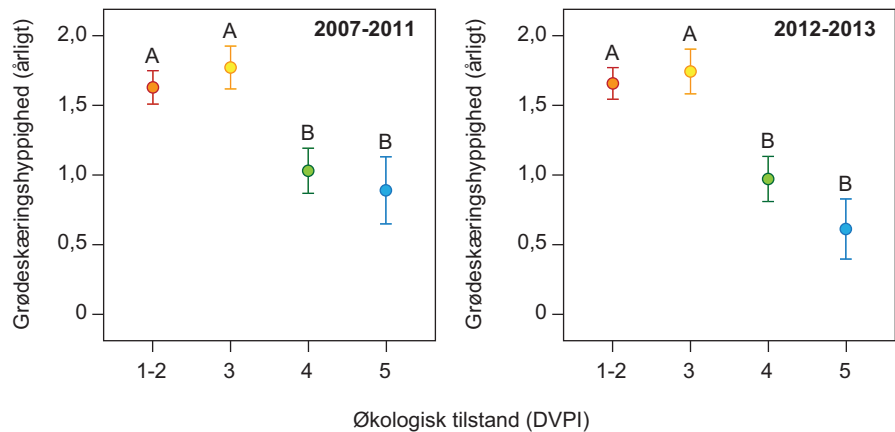
Tabel 4.1. Oversigt, der viser i hvor høj grad a) artssammensætningen og dækningen af planter b) artssammensætning, abundans af sensitive arter og diversitet af smådyr samt c) artssammensætning, abundans af arter, diversitet og aldersstruktur af fiskesamfundet ændrer sig som funktion af forskellige typer af påvirkninger relevante i danske vandløb. Stjernemarkeringer angiver hvor stor påvirkningen vurderes at være. En * markerer en svag påvirkning, ** en betydelig påvirkning og ***en markant påvirkning. Denne markering er foretaget ud fra ekspertskøn. Modificeret fra Baattrup-Pedersen et al. 2004a.

a)					
Påvirkning	Planter				
	Artssammensætning (taxa)		Dækning (tæthed)		
Næringsstofbelastning	**				*
Belastning med organisk stof	*				*
Miljøfremmede stoffer	*				*
Ændret hydrologisk regime	***				**
Brud i kontinuitet	*				*
Regulering og opgravning	***				***
Grødeskæring	***				*
Forsuring	**				*
Okker	*				*

b)					
	Smådyr				
	Artssammensætning	Abundans (antal/-tæthed)	Sensitive arter	Diversitet	
Næringsstofbelastning	*	*	*	*	*
Belastning med organisk stof	***	**	***	***	***
Miljøfremmede stoffer	**	***	***	***	**
Ændret hydrologisk regime	**	**	**	**	**
Brud i kontinuitet	*	-	*	*	*
Regulering og opgravning	**	**	**	**	**
Grødeskæring	**	**	**	**	*
Forsuring	***	**	***	***	**
Okker	**	***	**	**	**

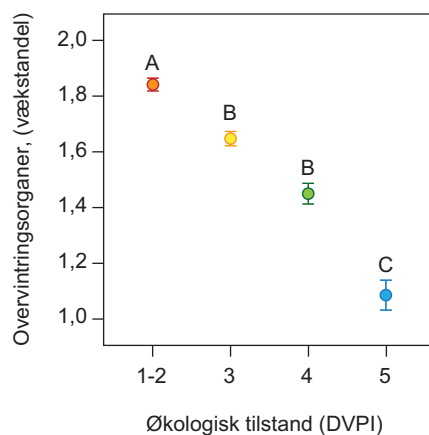
c)					
	Fisk				
	Artssammensætning	Individantal (tæthed)	Sensitive arter	Diversitet	Alders-struktur
Næringsstofbelastning	*	*	*	*	*
Belastning med organisk stof	**	*	**	**	**
Miljøfremmede stoffer	**	**	**	**	***
Ændret hydrologisk regime	**	**	**	**	**
Brud i kontinuitet	***	**	***	**	***
Regulering og opgravning	**	***	**	**	***
Grødeskæring	**	**	**	*	*
Forsuring	***	**	***	**	-
Okker	**	**	***	***	*

Figur 4.1. Den gennemsnitlige årlige grødeskæringshyppighed i vandløb klassificeret i forskellige tilstandsklasser med anvendelse af DVPI i to perioder 2007-2011 og 2012-2013. På figuren er gennemsnittet og standardafvigelsen afbildet. Forskellige bogstaver angiver, at gennemsnitsværdier er signifikant forskellige (fra Baattrup-Pedersen et al. 2015a).



Figur 4.2. Hyppighed af meristem (se boks 3) typer hos vandplanter i vandløb klassificeret i de forskellige DVPI tilstandsklasser. For hver enkelt meristemtype er angivet et vægtet gennemsnit for plantesamfundet. På figuren er gennemsnittet og standardafvigelser afbildet. Forskellige bogstaver angiver, at der er signifikante forskelle på gennemsnitsværdierne (fra Baattrup-Pedersen et al. 2015a).

Figur 4.3. Den vægtede andel af vandplanter med forekomst af overvintringsorganer i plantesamfund i vandløb klassificeret i forskellige DVPI tilstandsklasser. På figuren er gennemsnittet og standardafvigelser afbildet. Forskellige bogstaver angiver, at der er signifikante forskelle på gennemsnitsværdierne. (fra Baattrup-Pedersen et al. 2015a).



Gennemføres skæringerne således, at der skabes områder i vandløbet, hvor planterne kan være upåvirkede af grødeskæring kan det være muligt, at der nås målopfyldelse i vandløb, der skæres mere end én gang årligt (se afsnit 4.2.2). Imidlertid er der ganske ringe dokumentation for, hvordan grødeskæringen bedst praktiseres for at sikre målopfyldelse med DVPI. Dette afspejler, at DVPI er et helt nyt kvalitetselement og at der først med de kommende vandområdeplaner vil være bindende miljømål for DVPI.

Tidspunktet for grødeskæring kan også påvirke, hvilken effekt skæringen har på DVPI. Generelt vil effekten være størst i den periode, hvor planterne vokser mest, hvilket er i forsommeren og sommeren, mens effekten vil være mindst i sensommeren og efteråret, hvor mange arter henfalder. Alt andet lige kan man derfor forvente mindst effekt på DVPI, hvis der kun gennemføres en årlig grødeskæring i slutningen af vækstsæsonen.

Boks 3: Planteegenskaber og tolerance overfor forstyrrelser

Planter vokser fra vækstpunkter kaldet meristemer. Meristemer kan være placeret forskellige steder på planten. Hos vandløbsplanter optræder både planter med enkelt basalt meristem, enkelt apikalt meristem og flere apikale meristemer (Willby et al. 2000).

Vækst fra basale meristemer er især en fordel på steder, hvor der er tilstrækkeligt med lys, og hvor der er samtidige forstyrrelser (Baatrup-Pedersen et al. 2015c). Det kan være på strækninger, hvor strømmen er stærk og hvor planten derfor er udsat for et stort træk (Sand-Jensen, 2000). Fordelen ved basal vækst er dels, at risikoen for at miste biomasse er mindre, fordi trækket er mindre, dels at planten hurtigere kan regenerere, hvis den mister biomasse, fordi vækstpunktet ofte vil være intakt. Basal vækst er også en fordel på strækninger med forstyrrelser i form af grødeskæring (Baatrup-Pedersen et al. 2016), fordi planten efter skæring hurtigt kan påbegynde væksten fra det intakte meristem, hvilket betyder at genvæksten kan være overordentlig hurtig.

Apikale meristemer kan omvendt være en fordel for planter, der skal strække sig længere for at nå lysniveauer, der tillader fotosyntese i bladene fx under næringsberigede forhold (Baatrup-Pedersen et al. 2015c). Planter med apikale meristemer kan også generelt blive længere end planter med basale meristemer, og ofte finder man arter med apikale meristemer i dybere og mere uklart vand i fx dybe vandløb med ringe lystilgængelighed (Baatrup-Pedersen et al. 2015b). Arterne kan her koncentrere deres biomasse i de øvre dele af vandsøjlen, hvor lystilgængeligheden er størst. Omvendt vil sådanne arter have sværere ved hurtigt at nå den samme biomasse efter en grødeskæring, dog afhængig af hvor tæt på bunden skæring gennemføres. Arter med flere apikale vækstpunkter kan påbegynde vækst fra de, som måtte være tilbage efter skæring og dermed blive mere buskede. Arter med et enkelt apikalt vækstpunkt er mere sårbare overfor skæringer, da der ingen intakte meristemer vil være tilbage efter en skæring. Derfor er det også især arter der kun har et enkelt apikalt vækstpunkt, der er særlig sårbare overfor skæringer (Figur 4.2).

Planter, der har overvintringsorganer, er ligesom planter med basal vækst robuste overfor forstyrrelser. Overvintringsorganer kan være overvintringsknolde, turioner og rhizomer (jordstængler). Rhizomerne ligger lige ved eller under vandløbsbunden og herfra kan planterne spire om foråret, når temperatur og lysforhold bliver gunstige for vækst.

Der findes en række plantearter, som har en kombination af egenskaber, der gør dem særligt robuste overfor grødeskæring og som samtidig giver konkurrencemæssige fordele i de relativt næringsrige danske vandløb. Det gælder fx enkelt pindsvineknop, høj sødgræs og sø-kogleaks, som alle har basalt vækstpunkt, veludviklede rhizomer og relativ høj produktivitet. Omvendt er arter som fx langbladet vandaks og rustvandaks mere sårbare, fordi de har apikal vækst og lavere produktivitet. Der henvises til Baatrup-Pedersen et al. 2015a for yderligere information om sammenhænge mellem DVPI og planteegenskaber hos plantearter i danske vandløb.

4.2.2 Grødeskæringsmetode

Grødeskæringsmetoden spiller en rolle for, hvor negativ grødeskæringen er for plantesamfundene og dermed formentlig også for DVPI tilstandsvurderingen. Generelt kan man sige, at jo mindre en del af biomassen i vandløbet, der skæres, des mindre vil den negative effekt være, fordi en større del af plantebiomassen vil være upåvirket af skæringen (Baatrup-Pedersen et al. 2004b; Randers kommune, 2015; Baatrup-Pedersen et al. 2016). Det betyder også, at minimal til ingen grødeskæring vil have yderst begrænset eller ingen negativ effekt, mens fuldskæring vil have den største negative effekt. Strømrødeskæring vil ligge et sted ind imellem afhængig af, hvor stor en del af vandløbsprofilen der skæres (Baatrup-Pedersen et al. 2016).

Når kun en del af vandløbsprofilen skæres, opstår der såkaldte refugier for planterne, altså områder hvor planterne ikke påvirkes af skæringen og hvor artsrigdommen derfor er større (Baatrup-Pedersen et al. 2002). I disse områder kan der forekomme diverse plantesamfund bestående af skæringsfølsomme arter, mens der i de områder, som skæres, vil forekomme skærings-tolerante arter (Randers kommune, 2015). Dette ses fx i Nørreåen, hvilket er beskrevet nærmere senere.

Refugier vil formentlig være meget centrale for DVPI tilstandsvurderingen, da beregningen af DVPI bygger på de tilstedeværende plantearters dækningsgrad (Baatrup-Pedersen et al. 2013a). Derfor kan vandløbsstrækninger, hvor kun en begrænset mængde af grøden skæres, formentlig opnå god økologisk tilstand, såfremt der i refugierne forekommer diverse plantesamfund med karakteristika, der ligner de, der findes i upåvirkede vandløb (se Baatrup-Pedersen et al. 2008). Dette forudsætter, at andre forhold som fx næringsstofniveauet ikke indvirker negativt på DVPI (Baatrup-Pedersen et al. 2015a). I denne sammenhæng er det helt centralt at nævne, at det skal være de samme områder, der skånes for skæring, såfremt der gennemføres flere skæringer årligt, da plantesammensætningen ellers hurtigt vil ændre sig mod større dækning af skæringstolerante arter.

Såfremt grødeskæringen gennemføres som en selektiv grødeskæring, hvor særligt skæringsfølsomme arter skånes under skæringen, må man forvente, at grødeskæringens effekt vil være så begrænset, at der kan opnås målopfyldelse i vandløbene under forudsætning af, at andre forhold som fx næringsstofniveauet ikke indvirker negativt på DVPI. Imidlertid kræver selektiv grødeskæring et godt artskenndskab hos de, der foretager grødeskæringerne. Det forudsætter også, at der udarbejdes vejledninger i hvilke arter, der skal skånes. Der kan ellers være risiko for, at det ikke er de mere sjældne og ukendte arter, som skånes.

Forekomst af refugier i vandløb, der skæres med anvendelse af strømrødeskæring eller selektiv skæring, kan formentlig også indvirke positivt på den økologiske tilstand på strækninger beliggende nedstrøms. Således kan spredning af arter via fragmenter, frø eller lignende fra refugier formentligt bidrage positivt til målopfyldelse på nedstrøms strækninger, såfremt arterne etablerer sig der og såfremt skæringshyppighed og – metode på disse strækninger er forenelig med deres fortsatte tilstedeværelse.

Endelig vil gentagne grødeskæringer i samme strømrønde i nogle vandløb formentlig på sigt have negative effekter på DVPI. Det skyldes, at der over tid kan etablere sig en veludviklet kantvegetation og vandløbsprofilen derfor indsnævres, hvilket reducerer arealet med levesteder for vandplanter. Så-

danne formændringer er nærmere beskrevet i kapitel 3. Denne dynamik bevirker således også, at effekter på den økologiske tilstand kan ændre sig over tid, fordi vandløbet ændrer karakter.

4.3 Økologisk tilstand, smådyr og grødeskæring

Grødeskæring påvirker ikke kun planterne men også smådyrene i form af tab af dyr i den afskårne biomasse (se Kapitel 2; Kern-Hansen 1978; Armitage et al. 1994; Dawson et al. 1991; Kaenel et al. 1998). Derudover forringer grødeskæring vandløbene som levested for smådyrene, da der sker en homogenisering af det fysiske vandløbsmiljø som følge af skæringerne. Ofte øges sedimenttransporten umiddelbart efter skæringen, med aflejringer nedstrøms, hvilket især rammer arter knyttet til de grove substrater, fx visse døgnfluer, slørvinger og vårfluer. Endvidere er grødeskæringer med til at fastholde vandløbet i et kanaliseret forløb og modvirker, at der opstår variation i levesteder gennem naturlige hydrodynamiske processer. Dette er formentlig også årsagen til, at diversiteten i smådyrssamfundene er større på vandløbsstrækninger, der ikke vedligeholdes ved grødeskæring, både mellem planterne og under planterne (Sand-Jensen et al. 2006), samt at DVFI generelt øges, når den fysiske variation øges ved reduceret grødeskæring (Wiberg-Larsen, unpubl data).

Der eksisterer kun begrænset viden om de effekter i smådyrssamfundene, der knytter sig til de ændringer, der sker i plantesammensætningen som følge af grødeskæring. Det er dog dokumenteret, at der optræder flere arter af smådyr og flere fødefunktionelle grupper i blandede grødeøer (se afsnit 2.3.2; Sand-Jensen et al. 2006; Baattrup-Pedersen et al. unpubl. data). De ændringer, der sker i plantesammensætningen som funktion af grødeskæringsmetode, hyppighed og tidspunkt kan derfor direkte afstedkomme ændringer i smådyrssamfundene. Eksempelvis er det i et sammenlignende studie vist, at plantebestande i vandløb med dominans af vandstjerne og pindsvineknop har væsentlige forskelle i andelen af filtratorer, som dominerer på pindsvineknop, og iturivere, samlere, græssere og rovdyr, der dominerer på vandstjerne (Bell et al. 2013).

Forskelle i smådyrssamfundene tilknyttet forskellige plantearter kan også være grund til, at der ses tendens til, at mere end en årlig skæring kan give et fald i diversiteten i smådyrssamfundene (Heckmann og Friberg, 2003), akkurat som man ser det for planetsamfundene (Baattrup-Pedersen et al. 2015a).

Endelig skal det nævnes, at gentagne grødeskæringer i samme strømmende i nogle vandløb formentlig vil have negative effekter på smådyrssamfundene, akkurat som for plantesamfundene. Det skyldes, at der kan etableres sig en veludviklet kantvegetation og vandløbsprofilen derfor indsnævres, hvilket betyder at levestederne for smådyrene ændrer karakter henimod mere stillestående vande, som er uegnede for de mest ilt- og strømkrævende arter af smådyr (Baattrup-Pedersen et al. 2003). Disse formændringer er nærmere beskrevet i kapitel 3.

4.4 Økologisk tilstand, grødeskæring og fisk

Grødeskæring har også umiddelbare og meget dramatiske konsekvenser for fiskesamfundene. Undersøgelser har vist omfattende fiskedød i forbindelse med oprensning med mejekurv (Henriksen, 1987). Antallet af ørred (Kern-Hansen, 1978) og præ-smolt af laks (Roussel et al., 1998) falder markant under og umiddelbart efter der skæres grøde.

Ligesom for planter og smådyr er det centralt for fiskesamfundene, hvor stor en andel af planterne, der bortskæres. Et omfattende studie af ørredbestandene i fynske vandløb viser således, at ændret grødeskæring fra fuldskæring til strømrendeskæring gav en firedobling i ørredbestanden (Wiberg-Larsen et al. 1994) – et resultat som støttes af andre undersøgelser (Krog 1982; Ostergaard, 1999). Dette skyldes, at ørredtætheden – pga. individernes stærke territorialadfærd - er bestemt af levestedsforholdene herunder kompleksiteten af levesteder, og da vedligeholdelse i form af grødeskæring nedsætter denne, har det umiddelbare konsekvenser for antallet af ørred, der kan være på en strækning.

Ligesom for smådyrene har ændringer i plantesammensætning og -dækning som følge af grødeskæring indflydelse på fiskesamfundene. Således har undersøgelser i Gudenåen vist, at ørredyngel klart foretrækker grødedækningsgrader på mellem 40 % og 80 % og at områder med tætte bestande af eksempelvis pindsvineknop nær bredden eller vandpest direkte blev fravalgt som levested (Søholm og Jensen, 2003).

Udover grødedækningen har en undersøgelse også vist, at ørred foretrækker grødeø-dannende arter som skjul; det gælder fx børstebladet vandaks, vandstjerne og smalbladet mærke (Østergaard 2000). Samme undersøgelse viser, at strømrendeskæring på længere sigt kan have uønskede effekter for ørredens gydebanker. Det skyldes, at strømrendeskæringen kan medføre, at vandløbet bliver smallere og dybere, og at grusbunden derfor kommer til at ligge for dybt i forhold til ørredynglens krav til relativt lille vanddybde. En grødeskæring, der i højere grad er selektiv, kan derfor være et godt alternativ, således at en relativ lav vanddybde bevares i et bredere vandløbsprofil (Østergaard 2000).

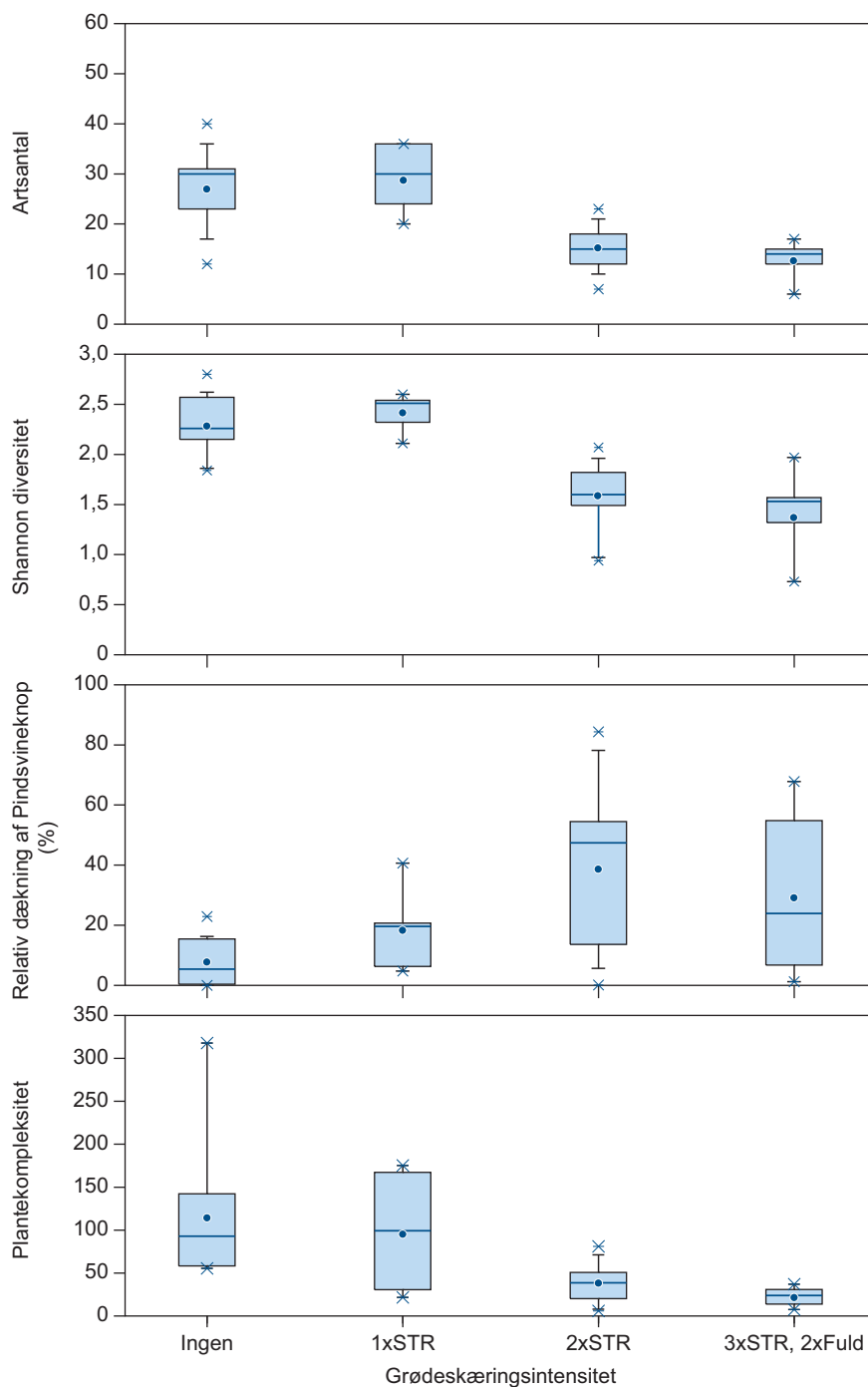
Samlet set peger disse undersøgelser på, at der er stor risiko for at DFFVa/DFFVø påvirkes negativt i vandløb med grødeskæring. Imidlertid er der ganske ringe dokumentation for, hvordan grødeskæringen bedst praktiseres for at sikre målopfyldelse med DFFVø (type 1 vandløb) og DFFVa (type 2 og 3 vandløb). Dette afspejler, at disse indeks også er helt nye i forvaltningen og at der først med de kommende vandområdeplaner vil være bindende miljømål for disse (Kristensen et al. 2014).

4.5 Eksempler på effekter af grødeskæring på plantesamfund

4.5.1 Eksempel 1: Grødeskæringseffekter på plantesamfundene i relation til skæringshyppighed

Grødeskæring praktiseres i stort set alle lysåbne vandløb, med varierende hyppighed (Baatrup-Pedersen et al. 2004a). Tidligere undersøgelser viser, at grødeskæringshyppigheden er central for, i hvor høj grad der kan ses effekter på plantesamfundene. I en undersøgelse af 62 vandløbsstrækninger med forskelle i grødeskæringshyppighed findes klare forskelle i artsrigdom og diversitet (Shannon diversitet) i plantesamfundene som funktion af grødeskæringshyppigheden (Figur 4.4). Artsantallet og diversiteten falder over hele strækningen i vandløb, der skæres mere end en gang årligt, samtidig med at hyppigheden af enkelt pindsvineknop stiger. Der ses også et fald i kompleksiteten i grødeøerne med stigende grødeskæringshyppighed. Kompleksiteten dækker her over artsantallet på lille skala. Udover grødeskæringshyppigheden bidrager forskelle i fysisk-kemiske forhold i vandløbene også til variationen i både artsrigdom og diversitet.

Figur 4.4. Artsantal, Shannon diversitet, relativ dækning af pindsvineknop og plantekompleksitet i grødeøer som funktion af grødeskæringsintensitet. Grødeskæringsintensiteten er her udtryk som hyppighed af skæring i form af enten strømrødeskæring (STR) eller fuldskæring (Fuld). Fra Baattrup-Pedersen et al. 2004a.



4.5.2 Eksempel 2: Sammenlignende undersøgelser af plantesamfund på strækninger med og uden grødeskæring

Undersøgelser i lysåbne vandløb, der ikke bliver eller ikke er blevet grødeskåret i de senere år, giver vigtig viden om, hvordan grødeskæring påvirker plantesamfundene. I et tidligere studie er der gennemført undersøgelser af plantesamfund i Gelså og Gryde å på strækninger, som ikke er blevet grødeskåret i mindst 20 år og på strækninger i umiddelbar nærhed, som bliver grødeskåret i en bred strømrønde to gange årligt med grødeskæringsbåd (Baattrup-Pedersen et al. 2002). Gelså er på den nedre strækning et type 3 vandløb (stort), mens Gryde å er et type 2 vandløb (mellemstort). Grødeskæringsbåden skærer i begge vandløb en central strømrønde, som udgør ca. 2/3 del af vandløbets bredde.

I både Gels å og Gryde å er antallet af arter meget større på de ikke-grødeskårne strækninger, både på stor og lille skala (Baattrup-Pedersen, 2000; Tabel 4.2). Samtidig viser undersøgelserne, at planteøer ofte kun består af en art på de grønne strækninger, og at det ofte er de samme to-tre arter, der dominerer, mens der på de ikke-grønne strækninger findes flere arter i planteøerne. Samtidig fordeler planterne sig mere jævnt i vandsøjlen med forekomst af blade og stængler i flere lag, således at der opstår et mere forskelligartet vandløbsmiljø både for planterne og for de tilknyttede smådyr og fisk.

På de grønne strækninger dominerer enkelt pindsvineknop med en dækningsgrad på 48 % i Gelså og 25 % i Gryde å. Til sammenligning er dækningsgraden markant mindre på de ikke-grønne strækninger, henholdsvis 16 % i Gels å og 12 % i Grydeå (Baattrup-Pedersen et al. 2002). På disse strækninger er svømmende vandaks hyppig. Det er interessant at enkelt pindsvineknop på de ikke-grønne strækninger især forekommer spredt langs bunden, mens andre arter dominerer i vandsøjlen. Netop dette bidrager til den høje plantekompleksitet på lille skala (Tabel 4.2).

Tabel 4.2. Undersøgelser i Gelså og Gryde å viser, at planterigdommen og diversiteten er mindre på grønne vandløbsstrækninger sammenlignet med strækninger, som ikke grønneskæres. Enkelt pindsvineknop er den dominerende planteart på de grønne strækninger, som grønneskæres i begge vandløb, mens den er langt mindre hyppig på de grønne strækninger, som har været friholdt for skæringer i en lang årrække eller aldrig har været skåret (fra Baattrup-Pedersen et al. 2002).

	Gelså		Gryde å	
	2 årlige skæringer	Ingen skæringer i 20-22 år	2 årlige skæringer	Ingen skæringer i 20-22 år
Totale antal arter	29	36	18	30
Gennemsnitligt artsantal og variation i 25x25 cm undersøgelseskvadrater	2 (0-7)	3 (0-9)	1 (0-6)	2 (0-7)
Shannon-diversitet	0,3	1,0	0,2	0,4

4.5.3 Eksempel 3: Grønneskæringseffekter i Nørreå

Indenfor samme vandløbsstrækning er det også muligt at iagttage effekter af grønneskæring på plantesammensætningen, såfremt kun er en del af en vandløbsstrækning skæres. I Nørreåen grønneskæres fem gange årligt i en 11 m bred strømrende, samtidig med at skæring udelades i bredzonen i vandløbet (Randes kommune, 2015).

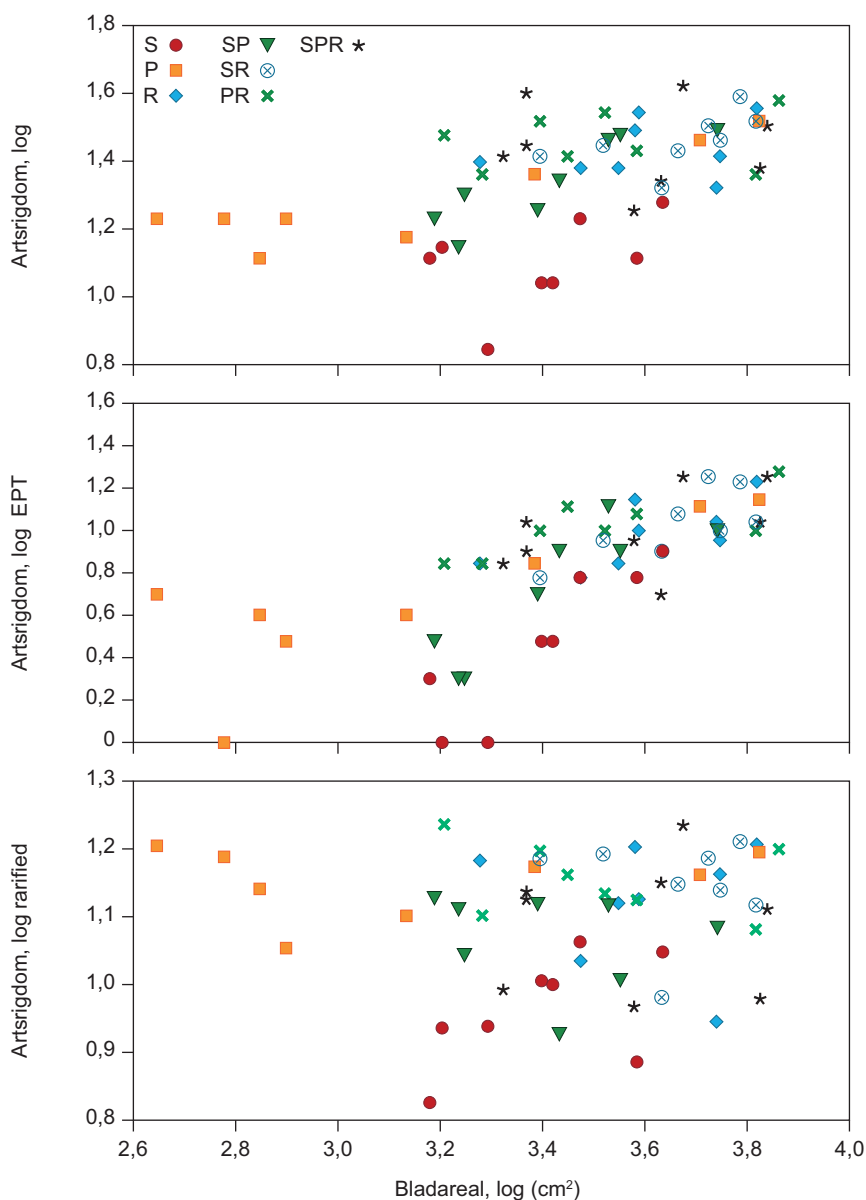
Som følge af gentagen skæring i samme strømrende er der meget tydelige forskelle i plantesammensætningen i området, der skæres og området, der ikke skæres. I den brede strømrende, der grønneskæres, dominerer enkelt pindsvineknop og almindelig pilblad, mens der forekommer langt mere diverse plantesammensætning udenfor strømrenden. Her findes der endog spredt forekomst af nogle af de mere sjældne vandaksarter som glinsende vandaks, langbladet vandaks og rust-vandaks – arter som tidligere var langt hyppigere i danske vandløb (Figur 4.4). Den klare zoneringsviser entydigt, at grønneskæring er årsag til, at disse arter ikke findes i strømrenden og ikke, at eksempelvis vandets kvalitet er for ringe.

4.6 Eksempel på hvordan effekter på plantesamfund kan indvirke på smådyr

4.6.1 Undersøgelser af rigdom og tæthed i makroinvertebratsamfund i planteøer med forskellig plantesammensætning.

Tidligere undersøgelser har vist, at der er store forskelle i hvilke arter af smådyr, der findes i tilknytning til forskellige arter af vandplanter (Bell et al. 2013; Baattrup-Pedersen et al., upublicerede data). Generelt ses der færre arter smådyr både totalt og blandt døgnfluer, slørvinger og vårfluer i tilknytning til enkelt pindsvineknop sammenlignet med arter af vandranunkel og vandaks (Figur 4.5). Døgnfluer, slørvinger og vårfluer (benævnes EPT taxa) bidrager stærkt positivt til DVFI. Samtidig viser undersøgelserne også, at den største artsrigdom findes i bestande bestående af flere plantearter.

Figur 4.5. Artsrigdom i smådyrsamfundene som funktion af bladarealet, udtrykt som den samlede artsrigdom, artsrigdom af vårfluer, døgnfluer og slørvinger (EPT) samt artsrigdommen udtrykt som 'rarified' dvs. at der i beregningen er taget højde for at antallet af prøver var begrænset. Punkter med forskellige symboler repræsenterer prøver udtaget i forskellige typer af planteøer, med følgende arter repræsenteret: S: enkelt pindsvineknop; P: kruset/rust vandaks; R: vandranunkel og kombinationer af disse. Der er signifikant færre arter knyttet til planteøer med forekomst af kun pindsvineknop. Bemærk at data er logaritme transformeret inden afbildningen. Baattrup-Pedersen et al. upublicerede data.



Disse forskelle i smådyrssamfundene mellem forskellige plantearter skyldes, at der er meget ringe variation i udbuddet af levesteder i bestande bestående af udelukkende enkelt pindsvineknop. Dette kan eksempelvis ses ved, at der optræder flere fødefunktionelle grupper af smådyr (iturivere, samlere, skraber og rovdyr) i de blandede grødeøer. Dette er ikke overraskende set i lyset af, at forskelle i planternes morfologi og bøjelighed influerer på strøm- og sediment forhold (se Kapitel 2.4), hvilket også bidrager til at skabe et mere varieret fødeudbud. Til gengæld findes der relativt flest filtratorer i tilknytning til enkelt pindsvineknop, hvilket heller ikke er overraskende, da arter tilknyttet denne fødefunktionelle gruppe (primært kvægmyg) har præference for relativt høje strømhastigheder, som netop karakteriserer enkelt pindsvineknop, som vokser i relativt åbne grødeøer (se Kapitel 2.3.2).

4.7 Grødeskæringsmetoder og effekt på de økologiske tilstandselementer

På baggrund af eksisterende viden samt ekspertskøn er der i Tabel 4.3 angivet effekter af grødeskæring for den økologiske tilstand målt med indikatorerne DVPI, DVFI DFFVa/DFFVø, som er implementeret i dansk lovgivning. DVPI er for nuværende implementeret i type 1 vandløb (Baattrup-Pedersen et al. 2014) og der er derfor som alternativ til DVPI anvendt en mere generel vurdering af effekten på sammensætning og diversiteten af plantearterne. Vurderingen tager generelt udgangspunkt i et vandløb i upåvirket tilstand. Brinkskæring er dog en undtagelse, da den kun er relevant i nedgravede vandløb med tørre brinker. For brinkskæring tager vurderingen derfor udgangspunkt i nedgravede vandløb.

Der er i tabellen differentieret i forhold til grødeskæringsmetode og vandløbsstørrelse. Af tabellen fremgår om grundlaget for vurderingen bygger på dokumentation i form af videnskabelige undersøgelser (angivet med V) eller om der er tale om ekspertskøn (E). Tilstandsindikatorerne for planter og fisk (DVPI og DFFVa/DFFVø) har først bindende miljømål i de kommende vandområdeplaner og derfor er der ganske lidt konkret viden om, hvordan disse indikatorer ændrer sig som funktion af forskelle i grødeskæringsmetoder. Imidlertid hviler ekspertskønnene på grundig indsigt i de processer og mekanismer, der er afgørende for effekten på tilstandselementerne hvor især den mængde grøde der efterlades uberørt efter en skæring er central for vurderingerne.

Ålborgmetoden er ikke medtaget, da der ikke endnu foreligger dokumentation for metodens effekt set i relation til DVPI, DVFI og DFFVa/DFFVø.

Der kan differentieres mellem type 2 og 3 vandløb, men da effekten i disse vandløb primært afhænger af andelen af skåren biomasse snarere end af vandløbets bredde, undlades dette.

Skæringshyppighed er ikke medtaget i tabellen. Er skæringshyppigheden den samme vil påvirkningen afhænge af metoden, som det fremgår af tabellen, dog vil påvirkningen være mere negativ jo hyppigere, der skæres. Er skæringshyppigheden ikke den samme vil påvirkningen afhænge af en kombination af omfanget af skæringen og skæringshyppigheden. Det betyder, at kombineres en metode, hvor der efterlades betydelige mængder grøde med hyppig skæring, kan de negative effekter være lige så udtalte som ved en sjælden skæring, hvor der ikke efterlades meget grøde. Eksempelvis er det muligt, at en årlig skæring i fuld bredde sidst på vækstsæsonen har mindre betydning end 3 årlige skæringer i generel strømrørende.

Tabel 4.3. Opsummering af effekten af forskellige former for grødeskæring i naturlige vandløb (ikke grøfter) på de enkelte tilstandselementer, planter (DVPI), smådyr (DVFI) og fisk (DFFV). Effekten er udtrykt med anvendelse af negative fortegn (-), hvor antallet af negative fortegn angiver, hvor negativ effekten er, mens (+) angiver, at der kan være en positiv effekt, idet der skabes bedre vilkår for tilstandselementet. (0) angiver at der ikke forventes nogen effekt på tilstandselementet. Vurderingen er baseret på forventninger i forhold til de økologiske tilstandselementer i forholdsvis upåvirkede vandløb, dvs. ikke dybt nedgravede vandløb eller meget hårdt vedligeholdte vandløb. Type 1 svarer til små vandløb (0-2 m), mens type 2-3 svarer til mellemstore (2-10 m) og store vandløb (>10 m).

V angiver, at der er tale om dokumenterede effekter i form af videnskabelige artikler eller rapporter, mens E angiver, at der er tale om effektvurderinger på basis af ekspertviden. *DFFVø kan også anvendes i visse type 2-3 vandløb. ** Effekten afhænger af, hvor stor en andel af tværsnittet der slås – slås mindre end 50 % er effekten formodentlig = 0. *** DVPI er for nuværende ikke interkalibreret i type 1 vandløb (Baattrup-Pedersen et al. 2014) og derfor er der, som alternativ til DVPI, anvendt en mere generel vurdering af effekten på sammensætning og diversiteten af plantearter i type 1 vandløbene i forhold til en upåvirket tilstand.

Metode	DVPI***		DVFI		DFFVa/DFFVø				
	Type 1	Type 2-3	Grundlag for vurdering	Type 1	Type 2-3	Grundlag for vurdering	Type 1 (DFFVø)	Type 2-3 (DFFVa)*	Grundlag for vurdering
Generel strømrendeskæring	---	---	V,E	-- **	-	Ny analyser, E	--	--	E
Netværksskæring	--	--	V,E	-**	-	E	-	-	E
Kombineret strømrendeskæring	--	--	E	-**	0	E	-	-	E
Brinkskæring	++	-	E	-	-	E	--	-	E
Fuldskæring	----	----	V,E	---	---	E	---	---	E
Selektiv grødeskæring	-	-	E	-	-	E	-	-	E
Minimal til ingen grødeskæring	0	0	V,E	0	0	V,E	0	0	V,E

Som eksempel på hvordan tabellen anvendes forventes en netværksskæring at have mindre negativ effekt på DVPI i type 2-3 vandløb sammenlignet med den generelle strømrendeskæring, hvilket afspejler, at der efterlades grødeøer i strømrønden, hvilket ikke er tilfældet i den generelle strømrendeskæring. Tilsvarende vil den negative effekt af den selektive skæring være mindre end for både den generelle og kombinerede strømrendeskæring, idet der her skeles til hvilke arter, der skæres.

Brinkskæring kan forbedre lysforholdene i små, nedgravede type 1 vandløb, og kan derfor indvirke gunstigt på sammensætning og diversitet af plantesamfundene ved at forbedre lysforholdene for vandplanterne. Derfor vurderes effekten af brinkskæring som den eneste skæringsmetode at have positiv indvirkning på plantesamfundene i sådanne små vandløb og er derfor at foretrække fremfor de andre metoder.

I vurderingen er kun medtaget effekter på de biologiske tilstandselementer og ikke effekter af ændringer i vandløbsprofilen, der kan opstå som følge af gentagen brug af samme metode over en årrække. Det gælder eksempelvis ændringer i vandløbsprofilen som følge af generel strømrendeskæring, der kan bevirke at vandløbets bredde bliver mindre og dermed at levestederne ændrer karakter som beskrevet tidligere.

Såfremt metoderne implementeres i tidligere hårdt-vedligeholdte vandløb skåret i fuld bredde, vil mindre omfattende grødeskæring virke som mindre restaureringstiltag, idet mindre omfattende skæringer bevirker, at vand-

løbsprocesserne igen får større indflydelse på vandløbets udformning. I sådanne vandløb vil der derfor kunne opnås positive effekter af at implementere mindre omfattende skæringsmetoder, både i form af forbedringer i det fysiske vandløbsmiljø og de økologiske tilstandselementer. Der kan læses mere om hvordan de forskellige grødeskæringsmetoder kan være med til at ændre det fysiske vandløbsmiljø i Moeslund (2007).

4.8 Vejen fra manglende målopfyldelse til målopfyldelse

Mange vandløb har i dag dominans af plantearter, der er særligt robuste overfor grødeskæring. På trods af dette er det ikke sikkert, at ekstensivering af grødeskæringspraksis ændrer markant på den økologiske tilstand – i hvert fald ikke over en kortere årrække. Det skyldes, at det kan være meget svært at ændre på planternes dominansforhold i vandløb, når lange strækninger er domineret af få meget robuste arter. Et godt eksempel på en robust art er, som nævnt tidligere, enkelt pindsvineknop, som kan danne tæppelignede bestande, der dækker hele vandløbets bredde. Der findes eksempler på, at ophør af grødeskæring på sådanne strækninger ikke giver anledning til særlige ændringer i pindsvineknops dækningsgrad (personlig kommunikation, Peter Munk, Ålborg kommune), hvilket formentlig skyldes en kombination af, at artens massive forekomst forhindrer andre arter i at etablere sig, og at de fysiske forhold er ensartede som følge af kanalisering og grødeskæringer og dermed udgør et velegnet levested for enkelt pindsvineknop.

I vandløb med dominans af sådanne robuste arter kan det være nødvendigt at kombinere ekstensivering af grødeskæringspraksis med andre virkemidler i en overgangsperiode. I Ålborg kommune har man gode erfaringer med over en kortere årrække at skære meget dybt i vandløbsbunden (også kendt som Ålborg-metoden, se kapitel 2.6.4) for på den måde at svække planter med kraftige rhizomer som enkelt pindsvineknop (Peter Munk, personlig kommunikation). Efter at have gennemført en sådan skæring gennem en årrække, er der skabt koloniseringsmuligheder for andre arter af vandplanter, hvorefter skæringsmetoden er ændret til selektiv skæring. Desværre eksisterer der ikke videnskabelig dokumentation for denne metode, ligesom der ikke er viden om, hvilken betydning en sådan skæringspraksis har for tilstandselementerne, hverken DVPI, DVFI eller DVVF_a/ø.

Andre forhold kan også bevirke, at det kan være vanskeligt at nå målopfyldelse ved ekstensivering af grødeskæringspraksis. Således kan historiske påvirkninger i hele vandløbssystemer bevirke, at der er begrænsede indvandringmuligheder for en række af de arter, der karakteriserer mindre forstyrrede vandløb, hvilket især vil være gældende for planter, der har ringe spredningspotentiale sammenlignet med smådyr og fisk. På den måde kan det historiske påvirkningsbillede fortsat have betydning for den økologiske tilstand i vandløbene i dag.

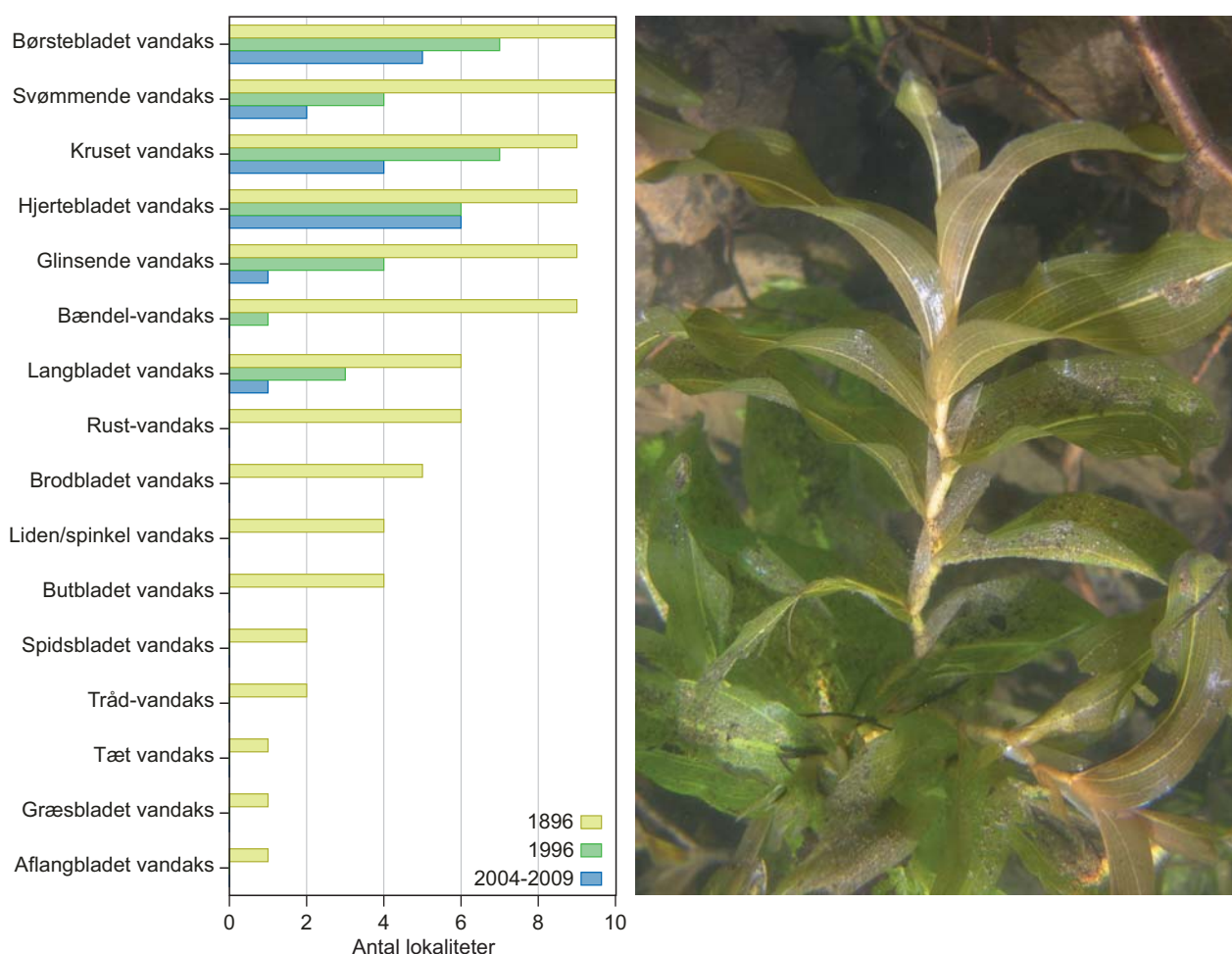
4.9 Biodiversitet, naturtyper og arter

4.9.1 Biodiversitet

Formodentlig blev verdens første kortlægning af planter i vandløb gennemført på en ekspedition af fire danske botanikere til 13 jyske vandløb i sommeren 1895 (Baagøe og Ravn 1896). I nyere tid er denne oprindelige undersøgelse blevet gentaget to gange. Dengang i 1895 voksede 16 vandaksarter i de 13 vandløb. Men 100 år senere i 1996 var antallet af vandaksarter i de samme vandløb faldet til blot 7, og i 2008 var der blot 6 arter tilbage (Riis og Sand-Jensen 2001; Baattrup-Pedersen et al. 2010). Samtidig voksede de over-

levende 6 arter i 2008 i meget færre vandløb end de gjorde i 1996 og især i 1895 (Figur 4.6). Store langsomt voksende arter med begrænset sprednings- evne er gået voldsomt tilbage og næsten forsvundet fra samtlige danske vandløb, hvor de var hyppige 100 år tidligere (Sand-Jensen et al. 2000).

To vandplantearter er Danmark internationalt forpligtet til at beskytte, fordi de har en begrænset global udbredelse og Danmark huser vigtige bestande. Det gælder flod-klaseskærm og vandranke, som vokser i enkelte vestjyske vandløb; især i Skjern Å og dens tilløb. En særlig høj kvalitet af vandplanter af europæisk særklasse findes endvidere i Gudenå mellem Silkeborg Langsø og udløbet ved Randers. Mange arter blev fundet og særlige krydsninger beskrevet i verdenslitteraturen allerede i 1895 ved besøget i Gudenåen fra Silkeborg til Randers i tilknytning til den omtalte botaniske ekspedition (Baagøe og Ravn 1896). Efter grødeskæringen ophørte i Gudenå neden for Tangeværket for flere år siden er de fleste sjældne krydsninger blevet genfundet og sammen med rene arter danner de et usædvanligt artsrigt samfund, som ikke finder sit lige i andre vandløb i Midt- og Nordeuropa (Moeslund et al. upubl.).



Figur 4.6. Forekomst af en række arter inden for slægten vandaks på 13 lokaliteter beliggende i ni vandløb i 1896, 1996 og 2004-2009. En række arter var forsvundet fra lokaliteterne allerede i 1996, og for yderligere tre arter var der fortsat tilbagegang i de seneste undersøgelser. Det gælder bl.a. langbladet vandaks, som ses på billedet til højre. (Baattrup-Pedersen et al. 2010).

4.9.2 Naturtyper

Der findes tre naturtyper i vandløb, som er omfattet af Habitatdirektivet, nemlig Vandløb (3260), Åmudderbanke (3270) og Urtebræmme (6430). Ifølge den seneste rapportering om naturtypernes bevaringsstatus har naturtypen Vandløb (3260) moderat ugunstig bevaringsstatus, Åmudderbanke har (3270) ukendt bevaringsstatus og Urtebræmme (6430) har ugunstig bevaringsstatus (Fredshavn et al. 2014). I afrapporteringen er årsagerne ligeledes nævnt, hvilket for vandløbenes vedkommende primært skyldes forstyrrelser i form af grødeskæring og bundoprensning, samt i et vist omfang eutrofiering i form af forhøjede koncentrationer af fosfor. For Urtebræmme (6430) skyldes det primært næringsstofftilførsel fra tilstødende dyrkede arealer, og desuden forstyrrelser i form af slåning og græsning, samt af tilgroning med træer, buske og store invasive urter. For Åmudderbanke (3270) skyldes det især fysiske forstyrrelser og ændringer i den naturlige hydrologi, samt af tilgroning (Fredshavn et.al., 2014).

4.9.3 Arter

Der findes en række arter tilknyttet vandløb, som er omfattet af Habitatdirektivet, og som i et eller andet omfang kan være påvirkede af grødeskæring, om end indirekte i form af, at levestederne påvirkes eller fordi dele af organismernes livscyklus påvirkes.

Flodperlemuslingen findes kun i Varde Å, hvor den sidder nedgravet i vandløbsbunden, på sandet bund mellem sten, og på stor dybde i strømrønden. Flodperlemuslingen er ikke direkte påvirket af grødeskæring, men da yngel af ørred og laks er værtsfisk for artens larver vil negativ påvirkning af disse ved grødeskæring kunne påvirke flodperlemuslingen. Dette kunne eksempelvis ske ved ændringer i kvaliteten af gydebankskerne, herunder øget tilsanding af gydebanks i forbindelse med sedimenttransport ved grødeskæring.

Tykskallet malermusling findes i flere vandløb. Arten sidder nedgravet i vandløbsbunden som flodperlemuslingen og findes på sandet bund med spredte sten og ofte nær bredden. Igen er tykskallet malermusling ikke direkte berørt af grødeskæring, men da elritsen fungerer som værtsfisk for malermuslingens larver, kan der igen være en indirekte påvirkning. Elritsen er afhængig af relativt lavvandede områder og spredte grødeøer, samt af gruset bund med god strøm, hvilket betyder at grødeskæring kan spille en rolle, da disse faktorer netop påvirkes af grødeskæring.

Stalling gyder på grusbund akkurat som ørred. Dog foretrækker stalling langsommere strømhastigheder end ørred og dybere partier. Arten søger føde på bunden. Generelt anses arten for at være mere fleksibel i sine habitatkrav end ørred og ynder vegetationsfri strømrønder med spredte grødeøer.

Snæbelen gyder sine æg på vintergrønne planter (vandranunkel). Den spæde yngel er afhængig af langsomt flydende/stillestående partier med plads til produktion af zooplankton. Sådanne partier findes i naturlige vandløb, men påvirkes negativt ved grødeskæring og oprensning. Snæblens øvrige stadier er knyttet til livet i Vadehavet, bortset fra en kortvarig gydeperiode om vinteren.

Pigsmerling lever nedgravet i sandet evt. siltet bund, gerne med rig vækst af egentlige vandplanter, som den gyder på. Pigsmerling opholder sig i dagtimerne især i vegetationsrige områder, om natten mere frit fouragerende. Ar-

ten er primært knyttet til mellemstore og store vandløb med relativt lille fald. Arten er følsom overfor grødeskæring.

Havlampret kræver sten- og grusbund til gydning. Larver lever i siltede områder med betydeligt indhold af fint organisk stof, men iltrige forhold, fx langs bredden eller under grødeøer. Arten er knyttet til større vandløb. Flod- og bæklampret stiller de samme krav til levesteder som havlampretten. Flodlampret er knyttet til mellemstore og store vandløb, mens bæklampret også er knyttet til små vandløb.

5 Afledte effekter af grødeskæring

5.1 Effekt på partikeldannelse og partikeltransport

Sediment i vandløb stammer fra erosion internt i vandløbet opstrøms og erosion i oplandet. For det organiske stofs vedkommende stammer det både fra erosion og nedbrudt plantemateriale i og omkring vandløbet samt tilført organisk stof med spildevand eller andre kilder.

Det finkornede sediment, som er i transport i vandløbet, stammer fra fire hovedkilder: 1) Erosion af vandløbets bund og brinker, 2) Jorderosion i omgivelserne, 3) Transport gennem drænledninger og 4) udvaskning fra bebyggede områder. Den naturlige erosion i vandløbets brinker og bund er naturligt en beskedent kilde, men da de fleste danske vandløb er udrettede og nedgravede er bidraget herfra kunstigt højt i de fleste vandløb. Således anslås det, at brinkerrosion i udrettede vandløb er den største kilde til fint sediment i danske vandløb (Kronvang et al, 2005; Laubel et al 2003). Ligeledes kan sand fra dræn lokalt udgøre et væsentligt bidrag til den transporterede stofmængde (Laubel, 2004). Erosion af overfladen og tilførslen herfra til vandløb er størst fra dyrkede marker, der ligger uden vegetation om vinteren, mens bidraget fra naturarealer er beskedent (Kronvang et al 2005). I det naturligt slyngede vandløb eroderes sediment i buernes yderside og den naturlige slyngning sikrer, at sedimentet aflejres umiddelbart nedstrøms i indersiden af næste sving, eller når vandløbet går over sine bredder.

De voldsomme indgreb i vandløbenes naturlige forløb, der tidligere har fundet sted, og den gennemgribende dræning af marker har imidlertid medført, at der er i dag er en unaturlig høj sedimenttransport i danske vandløb. Kilderne til sedimentet i vandløbene er således primært knyttet til landbrugsdriften og den tidligere hårde regulering, uddybning og udgravning af vandløbene. År til år variationerne i sedimenttilførsel og dermed transporten følger variationerne nedbørsmængderne. Således vil der i våde år med høj nedbør eroderes mere sediment på markerne, og drænene vil føre større partikelmængder til vandløbet, ligesom den interne erosion i selve vandløbet vil være størst i våde år med høj vandføring og strømhastighed. Omvendt vil der i tørre år være en beskedent transport.

Variationer i strømhastigheden ved bunden som følge af ændringer i planternes biomasse og vandføringen betyder, at bundsubstratet ændrer sig, idet kornstørrelsen vil variere alt efter, hvor stærk strømmen er. Planternes tilstedeværelse i vandløbet sænker middelstrømhastigheden, fordi der i og omkring planterne opstår områder med lav strømhastighed. I disse områder vil de fine partikler og organisk stof kunne sedimentere og akkumulere midlertidigt så længe planterne er til stede. Fordelingen i kornstørrelser ændres derfor henover året i takt med grødens udvikling. I forbindelse med planternes udvikling skabes områder med groft substrat rundt om planteøerne, hvor strømmen accelereres, mens fint sediment og organisk materiale aflejres i planteøerne (Sand-Jensen, 1997). Planternes påvirkning og interaktion med strømmen er forskellig fra art til art som følge af planternes forskellige fysiske opbygning. Dette betyder, at bunden i vandløbet udvikler et karakteristisk mønster i løbet af planternes vækstsæson, hvor den tiltagende biomasse betinger udviklingen af områder med aflejring af fint materiale i og bag grødeøerne, hvor der er strømlæ, mens der rundt om grødeøerne dannes områder med høj strømhastighed og relativt groft sediment. Når planter-

ne forsvinder i løbet af efteråret udviskes denne markante variation i vandløbsbundens karakter, og det materiale, der tidligere var aflejret i grødeøerne, bliver transporteret ned gennem vandløbet. Der findes en række undersøgelser i danske såvel som udenlandske vandløb, der dokumenterer denne sæsonvariation i habitatudbud og akkumulering af fint og organisk materiale i og omkring vandløbets planter (se referencer i tabel 5.1).

Planterne påvirker sedimentationen på tre måder: 1) ved at ændre strømhastighed og turbulens, 2) opbygge en struktur, hvor partikler, der kommer i kontakt med bladene, oplever et miljø med nul hastighed, hvilket øger tilbageholdelsen og dermed sedimentationen, og 3) rødderne binder det fine materiale godt sammen og forøger dermed den strømhastighed, der skal til for at mobilisere sedimentet og bringe det i transport (Sand-Jensen, 1997).

Over strækninger opmagasineres store mængder sediment, organisk stof og bundet til dette kvælstof og ikke mindst fosfor i løbet af sommeren i grødeøerne. Sedimentet har typisk en størrelse der svarer til finsand, silt og ler med en median diameter på omkring 200 μm (Sand-Jensen, 1997; Cotton et al., 2006). Tilbageholdelsen af fint sediment øges med øget arealdækning af planter. Tilbageholdelsen afhænger dels af planternes biomasse men også af planternes fysiske udformning. Der er således fundet artsspecifikke forskelle i tilbageholdelsen i både danske og internationale undersøgelser. Forskellene afspejler, at planterne påvirker strømhastighed og turbulens forskelligt. Sand-Jensen (1997) undersøgte, hvorledes 4 plantearters fysiske struktur påvirkede sedimentationen (målinger baseret på et gennemsnit af mindst 6 målinger per art). Undersøgelsen viste, at der blev akkumuleret de største sedimentmængder i grødeøer af Vandstjerne (11 cm), efterfulgt af Vandranunkel (6 cm) og Vandpest (5 cm), mens der i den mere åbne struktur i Pindsvineknop blev aflejret mindst (2 cm). Umiddelbart nedstrøms grødeøer med Vandranunkel bevirker turbulensen fra grødeøen, at der eroderes materiale, mens der nedstrøms grødeøer med Vandpest og Vandstjerne sker en akkumulering af materiale.

I Vandstjerne, Vandranunkel og Vandpest sker akkumuleringen primært i selve grødeøen, mens generelt højere strømhastigheder omkring planterne modvirker akkumulering. Selvom der ikke akkumuleres store mængder i Pindsvineknop, så er netop denne art i stand til ved rodskud at kolonisere lange strækninger, og dermed bidrager denne art til at øge akkumuleringen over lange strækninger, fordi strømningshastigheden generelt falder. Ved grødeskæring og især hyppig grødeskæring fremmes denne art på bekostning af de andre planter i vandløbet, hvilket kan føre til øget akkumulering af fint sediment over lange strækninger (Asaeda et al., 2010).

Sand Jensen (1997) viste endvidere at grødeøer af Vandstjerne akkumulerede 900 g organisk stof per m^2 , mens den laveste akkumulering fandt sted i Pindsvineknop med kun 190 g m^{-2} . For Vandpest og Vandranunkel var værdierne sammenlignelige med Vandstjernes. Thyssen et al. (1990) sammenfattede en række danske undersøgelser og fandt, at der blev akkumuleret mellem 870 g og 3100 g organisk stof pr m^2 i sommermånederne på vandløbsbunden. Denne tilbageholdelse svarer til 63-98 % af den samlede transport af organisk kulstof om sommeren eller 21-43 % af årstransporten. I en undersøgelse i engelske vandløb fandt Cotton et al. (2006) en aflejring af organisk stof under Vandranunkel, der var mellem 2 og 5 gange højere end i de danske vandløb. Andelen af organisk stof under Pilblad blev undersøgt af Kleeberg et al. (2010) i Spree floden i Tyskland. De fandt også større aflejringer end i danske vandløb (Thyssen et al., 1990; Sand-Jensen, 1997).

Akkumulering af sediment, organisk stof på bunden i grødeøer i vækstsæsonen påvirker transporten i selve vandløbet. Sedimentet bliver således midlertidigt tilbageholdt på strækninger med grøde og afgives ved planternes henfald om efteråret og vinteren. En del af det organiske stof, som er samlet i grøden, nedbrydes og det betyder, at den samlede transport af organisk stof reduceres og transporten af organisk stof reduceres i sommerperioden som følge af plantevæksten. Om efteråret henfalder planterne samtidigt med at vandføringen og strømhastigheden i vandløbet stiger. Det fører til en erosion og sedimenttransport af det akkumulerede materiale på et tidspunkt (efterår/vinter), hvor påvirkningerne af nedstrøms vandområder i form af søer og fjorde vil være små.

En stor del af det akkumulerede sediment frigives dog tidligere på sommeren ved grødeskæring. Frigivelsens størrelse afhænger af den ophobede sedimentmængde og af hvor meget grøde, der skæres. Det betyder, at frigivelsen vil være afhængig af forholdene i det enkelte vandløb, dvs. mængden af sediment, kornstørrelsesfordeling, strømhastigheden samt grødens karakteristika. Der kan efterfølgende ske en aflejring på nedstrøms strækninger, fordi vandtransporten om sommeren ikke er kraftig nok til at flytte materialet lige så langt som i efterår/vinter.

I Tabel 5.1 er givet en oversigt over effekter af fint sediment på vandløbets biologi. Den øgede sedimenttransport kan især være problematisk for levesteder og fødeudbud for både invertebrater og fisk. Sedimentet kan samle sig i det grove sediment på nedstrøms strækninger, især på de grovkornede stryg. Disse er hjemsted for de mest iltfølsomme invertebrater og en tildækning vil hæmme ilttilgængeligheden og reducere levestedernes kvalitet. Ydermere vil det aflejlrede finkornede sediment kunne udfylde alle de fine porer i strygene og dermed forringe deres værdi som gydesubstrat for laksefisk, da det kræver en større indsats fra fiskene at opbygge gydebanken under gydningen, end hvis sedimentet ikke var kittet sammen af fint materiale.

Ved frigivelse af sediment fra grødeøer bestemmer de hydrauliske forhold, om der optræder negative fysiske og biologiske effekter. Bundlevende alger forekommer med store tætheder i danske vandløb i forår og forsommer, hvor der er rigeligt med næring og lys tilstede. De indgår i vandløbets fødekæde og er således vigtige for invertebraternes ernæring. Bundleverende alger kræver, at de har et fast substrat at hæfte på. Omlejrings bunden eller tildækkes den ofte, vil algebiomassen vokse langsomt og ikke nå samme niveau som i vandløb med stabil bund (Sand-Jensen, 1983; Thyssen et al., 1990; Iversen, 1991). Ved frigivelse af sediment i forbindelse med grødeskæring kan algesamfundet påvirkes negativt og det samme gælder dermed de næste led i fødekæden.

I vandløb med sandbund kan grødeskæring destabilisere vandløbenes morfologiske balance, fordi planterne nedsætter muligheden for sandvandring. Thyssen et al. (1990) undersøgte forholdene i Rabis Bæk og viste, at planterne efter en grødeskæring ikke umiddelbart kommer tilbage i den samme sæson og i nogle tilfælde påvirkes væksten også i de følgende år.

Table 5.1. Foreløbig oversigt over studier der dokumenterer effekten af øget sedimentation på biologien i vandløb.

Biota	Studie	Effekter
Primærproducenter		
Makrofyter forsvinder	Brookes (1986)	Artsafhængig effekt
Reduceret diversitet	Cline et al. (1982)	Reduceret genvækst og langsom rekolonisering
Reduceret biomasse	Davies-Colley et al. (1992)	15-57 % reduktion (median 30 %)
Reduceret primær produktion	Van Nieuwenhuysse & LaPiere (1986) Davies-Colley et al. (1992)	50 % reduktion 20-80 % reduktion (median 40 %)
Invertebrater		
Reduceret diversitet	Cline et al. (1982) Doeg & Koehn (1994) Erman & Ligon (1988) Lemly (1982) Nuttall (1972) Nuttall & Bielby (1973) Quinn et al. (1992) Wright & Berrie (1987)	10-25 % reduktion 20 % reduktion i artsantal 50 % reduktion 10- 50 % reduktion – artsspecifik Stor nedgang – enkelte arter forsvinder 80 % reduktion 16-25 % reduktion >50 % reduktion
Reduceret tæthed/biomasse	Cline et al. (1982) Culp et al. (1985), Doeg & Koehn (1994) Erman & Ligon (1988) Lemly (1982) Peckarsky (1984) Quinn et al. (1992) Woods & Petts (1994) Wright & Berrie (1987) Gray & Ward (1982)	20-50 % reduktion >50 % reduktion 64 % reduktion Reduktion i tæthed med en faktor 50 10 % reduktion i biomasse – op til 50 % for enkelte arter Nedgang i tæthed og størrelsesændring 9 til 45 % reduktion (median: 26 %) >50 % reduktion Chironomider reduceret med 90 % - rekolonisering efter 3 uger
Ændringer i samfundsstruktur	Extence (1978) Richards et al. (1993) Rosenberg & Wiens (1978)	Reduktion (50 % eller mere) for samtlige arter EPT taxa lavere Få ændringer i artssammensætning
Reduceret interaktion	Peckarsky (1984)	Lavere prædation
Nedsat emergens	Wagner (1984) Wagner (1989),	Reduktioner: 90 % Ephemeroptera, 30 % Plecoptera, 55 % Trichoptera Baetis reduktion på mellem 86 og 99 %
Øget drift	Rosenberg & Wiens (1978) Culp et al. (1985)	Forøget drift op til 2-3 gange forøgelse – artsspecifik Artsspecifik driftsforøgelse – katastrofe drift
Fisk		
Reduceret tæthed	Barton (1977) Berkman & Rabeni (1987) Doeg & Koehn (1994)	24 til 10 kg ha ⁻¹ Generel reduktion i tæthed 59-93 % reduktion
Nedgang i gydehabitat	Carling & MacMahon (1987) Lisle (1989) Sear (1993) Shapley & Bishop (1965) Turnpenny & Williams (1980)	Nedgang ikke specificeret Ingen præcis angivelse af reduktionen Nedgang ikke specificeret Reduktion aftager eksponentielt fra kilde Reduktion
Reduceret æg overlevelse	Erman & Ligon (1988) Turnpenny & Williams (1980)	50 % reduktion 0-2 % overlevelse ved sedimentation

5.2 Effekt på næringsstoffjernelse i vandløbet

Kvælstof tilføres vandløbene som opløst kvælstof, enten som ammonium eller nitrat. Herudover tilføres kvælstof også som organisk bundet kvælstof, der kan mineraliseres og blive tilgængeligt for planteproduktionen i vandløbene. Kvælstof fjernes fra vandløbsvandet ved denitrifikation og kan temporært tilbageholdes i stillestående zoner i vandløbet og dermed blive gjort tilgængelige for planter (tilbageholdelse er behandlet i afsnit 5.3 nedenfor). Optaget i planterne er relativt beskedent og optaget i de bundlevende alger endnu mindre. Derimod er denitrifikationen på bunden og i forbindelse med de bundlevende alger af betydning (Jeppesen et al., 1984; Jeppesen et al., 1987; Thyssen et al., 1990).

Denitrifikationens størrelse afhænger af en række faktorer, herunder nitratindholdet i vandløbet og koncentrationen af organisk stof. Herudover influerer både pH og temperatur på processen. Denitrifikation er en bakteriel respirationsproces, hvor nitrat omdannes til N_2 eller lattergas, N_2O , der afgasses til atmosfæren. Denitrifikation i vandløbsbunden skyldes tilstedeværelsen af bakterier, der bruger oxidationskapaciteten fra nitrat samt let omsætteligt organisk stof. Den mest udbredte proces er heterotrof denitrifikation, hvor energikilden er det organisk bundne kulstof, der i processen ilttes til CO_2 . Denitrifikationen forløber bedst ved en pH på mellem 6 og 8, som også er det mest almindelige pH-niveau i danske vandløb. Processen kan dog forløbe ned til pH 4 og op til pH 9 alt efter bakteriesammensætning. Sker denitrifikationen ved lave pH værdier omkring 4 vil en meget stor del af den nitrat, der denitrificeres, ende som lattergas N_2O og ikke som atmosfærisk kvælstof, N_2 .

Temperaturen har stor indflydelse på denitrifikationen. Processen kan foregå ned til temperaturer på $0\text{ }^\circ\text{C}$ og op til $60\text{--}70\text{ }^\circ\text{C}$. I de fleste tilfælde kan denitrifikationen finde sted hele året. Om sommeren er nitratkoncentrationen lavest i vandløbene, men alligevel er koncentrationen tilstrækkelig høj til at denitrifikationen foregår.

Der er gennemført en lang række undersøgelser af kvælstofdynamikken i oplande domineret af landbrug. Denitrifikationen stiger med stigende nitratkoncentration i vandløbet. Generelt varierer denitrifikationen meget mellem ubelastede og landbrugsbelastede vandløb, primært som følge af forskelle i nitratkoncentrationen. I Gryde Å, der stort set er ubelastet, fjernes der i gennemsnit $7\text{ g N m}^{-2}\text{ år}^{-1}$. I den landbrugspåvirkede Gelbæk er fjernelsen på det fine sediment omkring $60\text{ g m}^{-2}\text{ år}^{-1}$. Gennemsnittet for danske vandløb ligger på $30\text{ g m}^{-2}\text{ år}^{-1}$. Denitrifikationen forløber i områder med lavt iltindhold, lav strømhastighed og tilstedeværelse af organisk stof. Dette er typisk langs vandløbets kant imellem sumpplanterne på kanten og i forbindelse med grødedøer i selve strømrønden. Fjernelsen på årsbasis andrager maksimalt 15 % af årstransporten i hele systemet med de nuværende kvælstofniveauer i danske vandløb. Nyere danske modelberegninger beregner fjernelsen på årsbasis til maksimalt 17 % af årstransporten i danske vandløb i perioden 1990 til 2010. Modelberegningerne viser ydermere, at retentionen er størst udenfor vækstsæsonen, samt at der er en faldende tendens i retentionen, som svarer til faldet i nitratkoncentrationen i vandløbene (Højbjerg et al., 2015).

Skæring af grøden reducerer muligheden for at få fjernet kvælstof ved denitrifikation i vandløbet, dog afhængig af hvor omfattende grødeskæringen er. I et engelsk vandløb var fjernelsen på årsbasis mellem 2 og 15 % af den samlede kvælstoftransport (Cooke & White, 1987). Denitrifikationen er ofte

størst i de dele af vandløbssystemet, hvor også betingelserne for plantevækst på selve vandløbsbunden eller i kantzonen er optimale. I danske vandløb er dette i de øvre og mellemste lysåbne dele af vandløbssystemerne. Generelt viser undersøgelser i amerikanske vandløb, at denitrifikationen er en funktion af kvælstoftilførslen (Galloway et al., 2003). Dermed vil der være en tendens til stigende omsætning med afstand til udspringet. Amerikanske undersøgelser i landbrugsoplande, der typisk har højere kvælstofkoncentrationer (ca. 10 mg N l⁻¹) end danske vandløb (2-5 mg N l⁻¹), estimerer denitrifikationen til mellem 30 og 70 % af den totale transport i hele systemer, mens fjernelsen på strækingsniveau (typiske mindre end 1 km) kun er 1-20 % (Galloway et al., 2003; Kemp & Dodds 2002; Mulholland et al., 2004; Royer et al., 2004; Inwood et al., 2005; Wall et al., 2005)

Koncentrationen af total kvælstof er generelt faldet i danske vandløb siden slutningen af 1980'erne. Således viser målinger i det nationale overvågningsprogram en 50 % reduktion af koncentrationen i vandløb, der dræner landbrugsoplande fra 1989 til 2014. Total kvælstof koncentrationen lå i 2014 på lige under 6 mg N/l som gennemsnit for 54 oplande, mens nitratkoncentrationen varierer fra 2 til 4 mg/l om vinteren og ned til 0,5 mg/l om sommeren. De fleste målinger af denitrifikationen er udført i perioden 1980-2000. Siden er nitratkoncentrationen generelt faldet, hvilket betyder, at de nuværende fjernelsesrater sandsynligvis er lavere, som indikeret i Højbjerg et al. (2015).

5.3 Drivhusgasemissioner

Som beskrevet ovenfor foregår denitrifikation i vandløbet i de områder, hvor der akkumuleres organisk stof og kvælstof. Sker denitrifikationen ved lave pH værdier omkring 4 vil en meget stor del af den nitrat, der denitrificeres, ende som lattergas (N₂O) og ikke som atmosfærisk kvælstof (N₂). Nyere undersøgelser har estimeret den andel af denitrifikationen, der ender som lattergas til op til 6 % med median på 1 % (Beaulieu et al. 2011).

5.4 Effekt på næringsstoff tilbageholdelse i vandløbet

Når organisk stof, kvælstof og fosfor tilbageholdes temporært i grødeøer og i de langsomt strømmende dele af vandløbene i sommerperioden kan det omsættes, recirkuleres og indgå i økosystemets processer igen. Ved mineralisering gøres det tilbageholdte kvælstof og fosfor tilgængeligt for planter og heterotrofe organismer, som eksempelvis bakterier. Tilbageholdelsen sikrer en naturlig recirkulering af næringsstofferne internt i vandløbet.

I undersøgelser i midtjyske vandløb varierede ophobningen af organisk stof, kvælstof og fosfor fra de mindste værdier hos Enkelt Pindsvineknop til de højeste hos Fladfrugtet vandstjerne på 190-900 g organisk stof, 7-30 g kvælstof og 3-25 g fosfor, alt sammen per m² af vandløbsbunden (Sand-Jensen 1998). Indholdet af ophobet organisk stof og kvælstof på bunden i planteøerne i forhold til i selve plantebiomassen var her typisk 5 gange større for organisk stof og kvælstof og mellem 4 og 35 gange større for fosfor.

Undersøgelser i Suså på to strækninger i 1979-1981 satte også tal på ophobning af organisk stof og organisk bundet kvælstof over hele vandløbsbunden i takt med grødens udvikling. Sommermaksima var på 870-1300 g organisk kulstof og 29-43 g kvælstof per m² (Sand-Jensen 1997). Disse værdier oversteg det maksimale indhold i plantebiomassen med mellem 3 og 9 gange. I Suså-undersøgelsen fandt Jeppesen et al. (1984) ved målinger i start 1980'erne, at selv om 80 % af partikeltransporten blev tilbageholdt i grøden over sommeren var det kun 10-20 % af kvælstoffet, der blev tilbageholdt,

fordi det meste kvælstof blev transporteret som nitrat. Dengang var nitrat-indholdet i Suså meget højt. Tilbageholdelse af kvælstof bundet i organiske partikler på vandløbsbunden under grødeøer må forventeligt udgøre en større andel af den samlede kvælstoftransport i dag, hvor transporten af opløst nitrat er markant lavere.

Partikeltilbageholdelse er meget vigtigere for fosfor end for kvælstof, fordi fosfor i langt højere grad transporteres på partikelform. Fosfor bindes primært til organisk stof eller til jern- og aluminium-oxy-hydroxider samt til kalk. Den sidste type af bindinger har begrænset betydning i forhold til transport og retention i vandløb under danske forhold. Fosfor tilbageholdes midlertidigt sammen med det organiske stof i og omkring grødeøerne. Der sker en minimal omsætning af fosfor, men en mindre del kan blive gjort tilgængelig for planterne i de områder, hvor fosforen aflejres. Planterne bevirker primært en midlertidig tilbageholdelse af fosfor, der senere afgives ved planternes henfald. Fosfor optages således i planterne i vækstsæsonen og frigives igen ved henfaldet i løbet af efteråret. Modsat kvælstof kan fosfor ikke fjernes fra vandløbet på gasform, men bliver i systemet. Planternes tilbageholdelse af det organiske stof og fosfor bevirker således kun en midlertidig forsinkelse af fosfortransporten til nedstrøms recipienter. Omlejringen og tilbageholdelsen af fosfor er derfor knyttet tæt til dynamikken på bunden og til det organiske stof. Vurderinger af effekterne på fosfor kan således i betydelig grad sidestilles med effekterne for organisk stof. Der findes ganske få undersøgelser, der har analyseret på tilbageholdelsen af fosfor i selve vandløbet udover de undersøgelser, der er nævnt ovenfor. De viser, at mellem 25 og 60 % af transporten i sommermånederne bliver holdt tilbage sammen med sedimentet under grøden (Svendsen & Kronvang, 1993; Svendsen et al., 1998). Ophobningen er samtidig størst hos vandranunkel, mens der er mindst under Enkelt pindsvineknop (Sand-Jensen 1998).

Akkumulering af næringsstoffoldigt materiale på bunden i grødeøer i vækstsæsonen påvirker transporten af næringsstoffer i selve vandløbssystemet. Næringsstofferne bliver således midlertidigt tilbageholdt på strækninger med grøde og afgives ved planternes henfald om efteråret og vinteren, hvor påvirkningerne af de biologiske systemer nedstrøms vil være små.

En del af de akkumulerede næringsstoffer frigives dog tidligere på sommeren ved grødeskæring. Frigivelsens størrelse afhænger af den ophobede mængde og hvor meget grøde, der skæres. Det betyder, at frigivelsen vil være afhængig af forholdene i det enkelte vandløb. Der kan efterfølgende ske en recirkulering på nedstrøms strækninger, fordi vandtransporten om sommeren ikke er kraftig nok til at flytte materialet lige så langt som i efterår/vinter.

6 Vandløbsvedligeholdelse – samspil med andre faktorer

6.1 Årsager til variation i vandstand og oversvømmelser

6.1.1 Nedbør, geologi og topografi

Der er store sæsonmæssige forskelle på mængden af vand, der når vandløb og transporteres videre nedstrøms til søer og kystområder. Som hovedregel er nedbøren større end fordampningen fra ca. slutningen af august til marts og nettonedbøren er derfor positiv, mens fordampningen overstiger nedbøren i april-august. I efteråret og vinteren stiger vandindholdet i jorden. Først stiger grundvandsspejlet til drænniveau, og samtidig vokser grundvandsafstrømningen. Senere på sæsonen, når grundvandsspejlet når op over drænniveau (typisk omkring oktober) sker afstrømningen via dræn og afstrømningen via grundvand stiger ikke længere så stærkt, fordi grundvandsspejlet kontrolleres af drænene. Fra omkring april udtørres jordprofilen på grund af fordampning og afstrømning til vandløb via dræn aftager og ophører, mens afstrømning via grundvand kan fortsætte. Grundvandstilstrømningen er generelt begrænset i de østdanske morænelersområder, mens den er større i områder med mere sandede jorder på grund af de geologiske forskelle.

Det største afvandingsbehov fra markerne ses således fra oktober til april. Imidlertid forekommer der også i sommeren perioder med varierende hyppighed, nedbørshændelser, hvor jorden fyldes op, grundvandstilstrømningen øges og afstrømning gennem dræn igangsættes.

I tilfælde af kraftig nedbør om sommeren vil velafdrænedede jorde normalt kunne opmagasinere og forsinke vandet. I jorder med geologisk betingede dårligere afdræningsegenskaber fx ler, eller i tilfælde, hvor det har regnet i længere tid, er der mindre plads til nedbøren og større risiko for hurtig afstrømning og evt. oversvømmelser. En vis mængde af det tilstrømmende vand kan opmagasinere i åen og her kan tilstedeværelsen af grøde forsinke afdræningen og dermed en evt. oversvømmelse på nedstrøms arealer. I længere våde perioder kan grødens lokale tilbageholdelse af vand føre til lokale oversvømmelser.

Det er velkendt, at forskellige typer befæstede arealer og overløb kan føre til hurtig afstrømning og dermed også forhøjet vandstand i vandløb i forbindelse med nedbørshændelser. Det er dog blevet mere almindeligt at indlægge forsinkelsesbassiner, der i nogen grad dels kan begrænse lokale oversvømmelser og dels for at undgå den ekstra forurening, der kan ske i forbindelse med sådanne hændelser. Desuden kan rørunderføringer, indsnævring af åens bredde, for småt dimensionerede broer og lignende strukturer i visse tilfælde begrænse afledningen af vand lokalt og derfor føre til opstuvning og oversvømmelser. Udretning af åer og ændring af faldforhold har især tidligere været udført med henblik på at øge afledning af vand. Samtidigt er der ofte sket en indsnævring i det areal, der oprindeligt var til rådighed for vandstrømning. En hurtig transport af vand fra mere kuperede opstrøms arealer til fladere arealer kan betyde opstuvning nedstrøms med oversvømmelse til følge.

Sammenhænge mellem nedbør, topografi og geologi er imidlertid ikke helt simple, idet forekomsten af oversvømmelser også kan være påvirket af,

om forskellige dele af et opland bidrager med vand til et nedstrøms punkt samtidigt eller forskudt i tid. Vandstanden i den nedre del af et vandløbssystem er desuden påvirket af vandstanden ved kysten, hvor vandløbet munder ud. Høj vandstand i havet får vandet til at stuve op i vandløbene, hvilket påvirker vandafledningsevnen og øger risikoen for oversvømmelser.

Da grødemængden langt overvejende er meget begrænset i vinterperioden, kan oversvømmelser her ikke tillægges grøden. Imidlertid kan langtidseffekter af grødeskæring, som beskrevet i Kapitel 3.4 have en effekt på vandføringsevnen og dermed også på risikoen for høj vandstand og oversvømmelser.

Sætninger på arealer langs vandløbet fører til en mindre afstand mellem vandspejl og jordoverflade og dermed også øget risiko for dårlig afdræning og lokale oversvømmelser. Dårlig afdræning af jorder kan også skyldes, at de har en lille hydraulisk ledningsevne på grund af tekstur, struktur og pakningsskader, eller problemer med drænene (rødder, beskadigelser og lign.).

Ligeledes vil høj og vedvarende nedbør i sig selv indebære en risiko for oversvømmelse. I mange tilfælde skæres grøde, uden at det ændrer risikoen for senere oversvømmelser, idet denne risiko vil afhænge af, hvornår skæringen finder sted i forhold til, hvornår nedbørshændelsen forekommer. Ligeledes vil grødeskæring ikke have betydning for risikoen for oversvømmelser, når årsagen er opstuvning af udløbet ved høj vandstand i nedstrøms fjorde. Der er således helt friske eksempler fra 2015 på massive oversvømmelser i det sene efterår og vinter i åerne til Limfjorden (bl.a. Ryå) og Roskilde Fjord (bl.a. Havelse Å og Værebros Å), som ingen sammenhæng havde med grødemængden, men tværtimod skyldes opstuvning af fjordvandet under storm evt. koblet med høj nedbør. Der er andre eksempler på oversvømmelser i 2015, som slet og ret skyldes meget høj nedbør evt. forstærket af tidligere udretninger af løb og fjernelse af vådområder, som øger vandtransportens hastighed, men hvor grøden i selve vandløbet ikke spiller nogen betydelig rolle for oversvømmelsen.

6.1.2 Klimabetingede ændringer

Nedbøren i Danmark er steget over de sidste 150 år. Kronvang et al. (2006) og Larsen et al. (2005) har dokumenteret stigninger i nedbør i perioden fra 1917-2000. I Sønderjylland er nedbøren steget med ca. 3 mm/år, svarende til ca. 249 mm i perioden 1917 til 2000, mens nedbøren målt ved klimastationen ved Landbohøjskolen på Frederiksberg er steget med ca. 0,95 mm/år eller ca. 80 mm i samme periode. Samme forskere har fundet en stigning i den årlig midlægsstrømning ved alle analyserede stationer, "med størst stigning i de sønderjyske vandløb, der afvander til Vadehavet, og mindre i vandløbene nord og øst herfor". Stigningerne i afstrømning på Sjælland i perioden 1920-2000 ligger i intervallet 33-83 mm, på Fyn mellem 33 og 38 mm og i Jylland fra 7-218 mm. Sammenhængen mellem nedbørsstigning og øget afstrømning er klarest i vinterperioden, hvor fordampningen er lille, mens forholdene om sommeren også er påvirket af, i hvilken grad vinter nedbøren fører til højere grundvandsdannelse (Larsen et al., 2005). Det betyder overordnet, at effekten om sommeren, alt andet lige slår kraftigere igennem i sandede vestjyske åer, der modtager grundvand, end i østdanske morænelersområder, hvor grundvandstilstrømningen er ringe. Karlson et al. (2010) konkluderer i et studie af området omkring og ved Skjern Å, at nedbøren over de sidste 150 år er forøget med ca. 2,7 mm pr år, hvilket har medført grundvandsstigninger og en stigning i afstrømningen på 133 mm over 100 år (fra godt 400 mm) i Skjern Å.

I hvilket omfang den øgede afstrømning har ført til vandstandsstigninger i vandløbet, afhænger af, om vandløbsprofilen naturligt har tilpasset sig de ændrede afstrømningsforhold i den pågældende periode.

Der findes estimater af fremtidige klimaforandringer og deres geografiske variation, men de er behæftet med stor usikkerhed. Kronvang et al (2006) har estimeret fremtidige ændringer i afstrømning på basis af klimamodelberegninger for 2071 (HIRHAM, IPCC A2-scenarie). Hovedresultaterne er en stigning i gennemsnitlig årlig afstrømning mellem 9 og 44 %, med et lands-gennemsnit på 18 %. De største stigninger forventes i Vestjylland og Sønderjylland, mens afstrømningsændringerne i Nordsjælland forventes at blive små. Minimumsvandføringen i sommerperioden forventes at stige i det vestjyske område på grund af større grundvandsdannelse. I en del østdanske vandløb er vandføringen allerede nu meget lav i sensommeren, og der er risiko for alt for lave vandføringer og vandstande i vandløbet til at sikre overlevelsen af smådyr og især fisk. Egentlig udtørring forekommer ofte. Dette fænomen kan måske blive hyppigere i fremtidens klima, hvor vandføringen i gennemsnit forudses at stige fra sen efterår til tidlig forår, men falde i sensommeren.

Henriksen et al.(2013) har, vha. en række klimamodeller og hydrologiske modelberegninger estimeret fremtidige ændringer i ekstremhændelser (5, 10, 20, 50, 100, 200, 500 og 1000-års hændelser), og beregnet ændring i hyppighed af de forskellige hændelsestyper i perioden 2021-2050 for hele året og for perioden 1. maj til 1. oktober. Estimaterne viser, at hændelser med stor afstrømning vil blive hyppigere, og at f.eks. en 10-års-hændelse vil være større end i dag. De største stigninger forventes på det sydlige Sjælland og Lolland Falster, hvor en 10-årshændelse i sommerperioden er estimeret til hhv. 1,5 og over 2 gange den nuværende størrelse. De forventede ændringer i ekstremafstrømning i en stor del af Jylland forventes at blive mindre, da nedbøren i stedet fører til grundvandsstigning. Usikkerhederne på estimaterne for ekstremhændelserne er kvantificeret og de er store og størst, hvor fremskrivningen viser de største ændringer, dvs. Lolland Falster og Sjælland. Fremskrivningerne viser, at der kan forventes stor variation fra år til år.

Sammenhængen mellem den fremtidige afstrømning og vandstand i vandløbene er ikke simpel, da mere afstrømning og specielt større ekstremhændelser kan påvirke tværsnitsprofilen i vandløbene, så de kan transportere mere vand (Kapitel 3). Disse ændringer kan modvirkes af kanalisering og rørlægninger, der f.eks. kan sætte en grænse for disse formmæssige tilpasninger. Større ekstremhændelser må alt andet lige forventes at give anledning til flere og/eller længere perioder om sommeren med øget afstrømning. De geologiske forhold vil have stor indflydelse på risikoområder, hvor behovet for afdræning er stort og risikoen for oversvømmelse er øget.

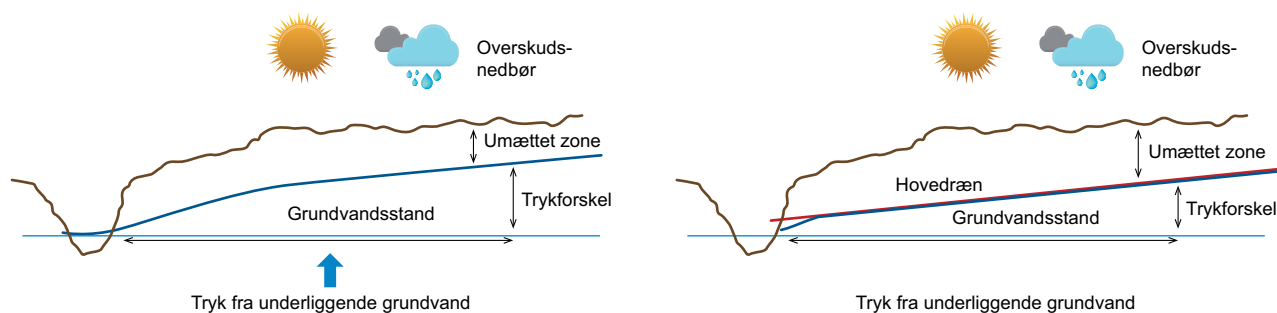
6.2 Påvirkning af dyrkede arealer

6.2.1 Kortlægning af potentielt påvirkede landbrugsarealer

Vandstanden i vandløbet kan betragtes som en randbetingelse for den naturlige afdræning fra de øverste meter i det omgivende landskab. Jo tættere vandstanden i vandløbet ligger på det omliggende lands terrænkote dvs. jo fladere landskabet er, jo større risiko er der for at vandstanden i vandløbet begrænser afdræningen (Boks 4). Oversvømmelse optræder, når grundvandsstanden når jordoverfladen.

Boks 4. Sammenhængen mellem vandstand i vandløbet og afdræning af omgivende arealer.

Figur 6.1 viser hvordan grundvandsstrømningen til vandløbet drives af trykforskellen (H) mellem grundvandsstandens højde og vandstanden i vandløbet. Trykforskellen vil variere over tid. Den vil stige, når der er et nedbørs-overskud (om vinteren), og den kan være påvirket af trykforholdene i dybere grundvandsmagasi-ner. H er jordtypeafhængig: Stigningen ved overskuds-nedbør er normalt relativt lille i sandjorde, dels på grund af den høje porøsitet (stort drænbart porevolumen) og dels på grund af en høj hydraulisk ledningsev-
ne, mens den er relativt stor i lerede jorde, med anderledes retentionsegenskaber og lille hydraulisk led-ningsevne. Denne geologiske variation kan være en vigtig faktor, fordi selv tynde horisontale sandlag kan forbedre afdræningen i en ellers leret jord. I længere perioder med negativ nettonedbør (primært om sommeren) kan grundvandsstanden i oplandet blive lavere end vandstanden i vandløbet. Det gælder især i lerede jorder, hvor lave hydrauliske ledningsevner begrænser udvekslingen af vand i vandløbet med det omgivende land.



Figur 6.1. Skitse til illustration af grundvandets beliggenhed i afstand fra vandløbet, uden og med dræn indlagt.

Afstanden mellem jordoverfladen og grundvandsspejlet betegnes afvandsdybden og kaldes også den umættede zone (Figur 6.1). Risikoen for, at afvandsdybden bliver lille, afhænger af både grundvands-standen og topografien. Den er størst i et relativt fladt landskab med lerede jorde, hvor afdræningen mod vandløbene foregår langsomt. Hvis arealet er fladt, vil afvandingstilstanden, som følge af grundvandsspejlets hældning, være dårligst længst væk fra vandløbet (Figur 6.1), dels fordi eventuelle dræn vil ligge højere her (der dimensioneres med et fald mod vandløbet), og fordi der kan opbygges et større grundvandstryk. Ved etablering af dræn øges afdræningsmulighederne for jordprofilen over drænet. Under drænet bestemmes strømmingen af de samme forhold som tidligere.

I naturligt drænedede arealer påvirker vandstanden i vandløbet afdræningen via grundvandsstrømningen. I drænedede arealer er afstrømningen over drænet primært (men ikke udelukkende) styret af drænene. Vand-standen i vandløbet kan påvirke afdræningen via dræn direkte, hvis den står over drænets udløb.

Arealer med højt grundvand om sommeren vil primært være lavbundsarea-ler (lave, flade arealer) med stort set alle jordtyper (JB-numre) repræsenteret, (se Styczen et al., 2016), mens de drænedede arealer både kan være lavbunds-jorde og arealer med dårlig hydrauliske ledningsevne på grund af jordbun-dens tekstur og struktur. Den sidste gruppe er typisk (men ikke udelukken-de) jorde dannet på moræneler i Østjylland og på Øerne. Breuning-Madsen et al. (1992) har kortlagt det generelle drænbehov.

Lavbunds-kategorien indeholder også humusjorde og deciderede tørvejorde. Dræning og dyrkning af humusjorde fører til mineralisering og tab af det organiske indhold, og dermed også en formindskelse af den organiske hori-sont. Nogle arealer, der tidligere var klassificeret som humusjorde, falder nu i andre kategorier, fordi indholdet af organisk stof er faldet. Denne udvik-ling foregår over drænene, da jorderne jo stadig er vandmættede herunder,

med mindre andre faktorer, som f.eks. hovedafvanding, har påvirket den generelle vandstand i området. Mineralisering og kompaktering betyder, at afstanden mellem dræn og jordoverflade bliver mindre, og dermed at disse jordes dræningstilstand, og dermed deres dyrkningsegnethed, forringes over tid. Derfor er den forventede levetid af dræn i tørvejord kun ca. 30 år. En forbedret afdræning kræver, at drænene så lægges dybere, hvilket ikke kan lade sig gøre for de jorder, der allerede ligger i forhold til vandstanden i vandløbet Lavbundsarealerne blev kortlagt i 2007 i form af det såkaldt "udvidede lavbundstema" (Institut for Agroøkologi, AU), og det er i øjeblikket det bedste udgangspunkt for at vurdere udbredelsen af arealer med høj og ret konstant grundvandspåvirkning. En ny opgørelse lavet i forbindelse med denne udredning viser, at lavbundsarealet i omdrift udgør 380.938 ha i 2014 svarende til ca. 14,5 % af det samlede landbrugsareal i omdrift.

Forskellige omstændigheder kan have ændret forekomsten af jorder, der naturligt ville fremstå våde. For det første, kan grundvandsstanden være sænket af større afvandingsprojekter både i forbindelse med landbrug og byudvikling og af vandindvinding i de sidste 100-150 år. Lokale potentialkort og nedsivningskort (udarbejdet af GEUS) samt kendskab til vandindvindingspåvirkede områder vil kunne medvirke til at indsnævre områder, hvor grundvandspotentialer er højt, og hvor samspillet mellem vandstand i vandløb og dynamikken på de omliggende arealer kan være af betydning. For det andet betyder stigende nedbør, at områder, der ikke var voldsomt vandlidende tidligere, kan være mere vandlidende nu, som diskuteret i Karlsson et al. (2010). For det tredje kan lokal infrastruktur som f.eks. rørunderføringer og ændringer af de oprindelige afdræningsforhold have indflydelse på opstrøms arealer.

Ca. halvdelen af lavbundsjordene har en sandet jordbund. De hydrauliske forhold i sand betyder, at grundvandsstanden vil indstille sig lidt højere end i vandløbet (få promille afhængigt af sandets beskaffenhed), og en ændring i vandstanden i åen kan derfor ekstrapoleres med en lille gradient til naturligt drænedes arealer i det omgivende område (Se Styczen et al., 2016). Med andre ord, grundvandsstanden i de omgivende arealer vil ligge meget tæt på vandstanden i vandløbet.

Som nævnt ovenfor, er en stor del af det drænedes areal i Danmark moræneler, som kun udgør en meget begrænset del af lavbundstemaet (knap 38.000 ha). Det er betydeligt vanskeligere at vurdere, hvor store områder, der her er påvirket af vandstanden i vandløb eller grøfter.

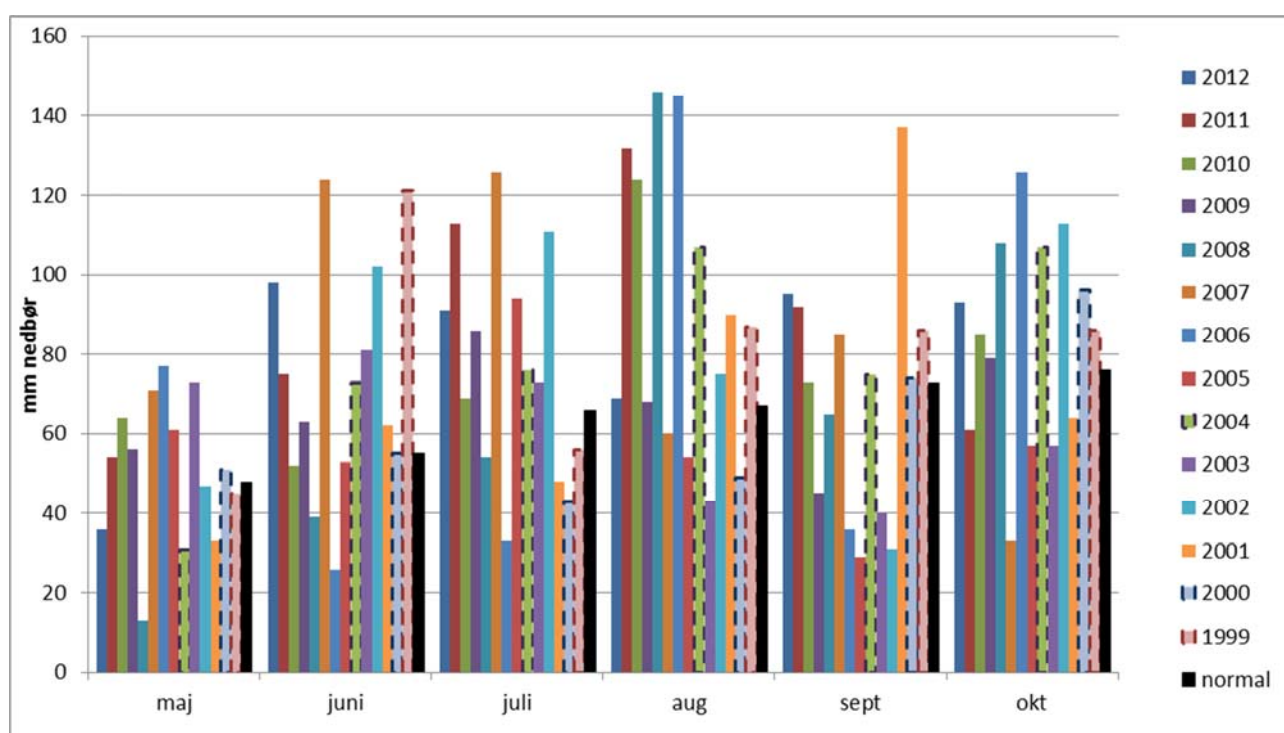
Dræn er, uanset om de er installeret på lavbunds- eller højbunds-jorde, dimensioneret efter at kunne fjerne vand i zonen over drænene. Dræn lægges oftest i ca. 1,2 m's dybde, dog lidt mindre på sandjorde og meget tætte lerjorde. Dimensioneringen af rørene sker ud fra en vurdering af hvor meget vand, der skal fjernes (primært regnvand eller regnvand og grundvand) og rørenes hældning. Retningslinjerne for dimensionering er gamle og stammer fra en tid, da de primære afgrøder var vårafgrøder. Drænuvløbs placering fastsættes efter, at drænene har frit udløb i forhold til middelvandstanden i vandløbet i marts (Aslyng, 1980)¹, og med en forventning om, at vandstanden kun kortvarigt oversvømmer drænuvløbene, både vinter og sommer. Så længe vandstanden i vandløbet er under drænenes udløb, har ændringer i vandstanden (f.eks. som følge af grødeskæring) minimal indflydelse på af-

¹ Dog ikke dræn i okker-påvirkede områder.

dræningen over drænene. Et simpelt kriterium for, at afdræningen ikke er påvirket af vandstanden i vandløbet, kunne være, at disse oprindelige designkriterier for drænene overholdes. På meget flade arealer kan det evt have været vanskeligt at overholde designkriterierne, hvorfor drænenes udløb kan være lavere end det er optimalt. Dræn har lang levetid (60-120 år dog kun ca. 30 år i humusjord) og ændringer i vandløbenes vandføringsevne (Kapitel 3) kan have betydning for, om kriteriet er opfyldt nu. Som eksempler på denne problemstilling viser Figur 3.9 b en situation, hvor vandstanden er steget både sommer og vinter, mens Figurerne 3.2, 3.7a, 3.10 og 3.11 viser eksempler, hvor vandstanden som følge af grødevækst nærmer sig eller overstiger vintervandstanden. Kraftig nedbør i sig selv fører til vandstandsstigning, og det er den kombinerende effekt af den aktuelle vandføringsevne og større afstrømning, der bestemmer vandstanden og evt. fører til oversvømmelse.

Der er imidlertid ikke nogen klar definition af, hvad "kortvarig oversvømmelse af drænuvløbene" er, og hvis dette skal kvantificeres yderligere, er det nødvendigt at definere en acceptabel hyppighed (antal og varighed) af overskridelser. Der findes i øjeblikket ikke sådanne retningslinjer for danske drænsystemer.

Hvor ofte vandstanden i vandløbet vil overskride drænuvløbets kote vil afhænge af variationen i vejret fra år til år. Der er i gennemsnit negativ netto-nedbør i april-august måned (se Kapitel 6.1.1). Figur 6.2 viser imidlertid, at variationen i månedsnedbør over årene på landsplan er betydelig, og variationen kan være endnu større lokalt.



Figur 6.2. Månedsværdier for nedbør i Danmark (landsgennemsnit) for maj til oktober i perioden 1989 til 2012. Normalværdier for perioden 1960-1990 er indsat til sammenligning. Kilde: www.dmi.dk samt Cappelen og Jørgensen (2011).

Effekten af høj nedbør på vandindholdet i jorden og afstrømningen til vandløb afhænger af vejret i den foregående periode, den lokale geologi og topografi og en vurdering af effekten på landbrugsarealerne kræver hydrologisk modellering, der tager både historikken og ekstremhændelsen i betragtning.

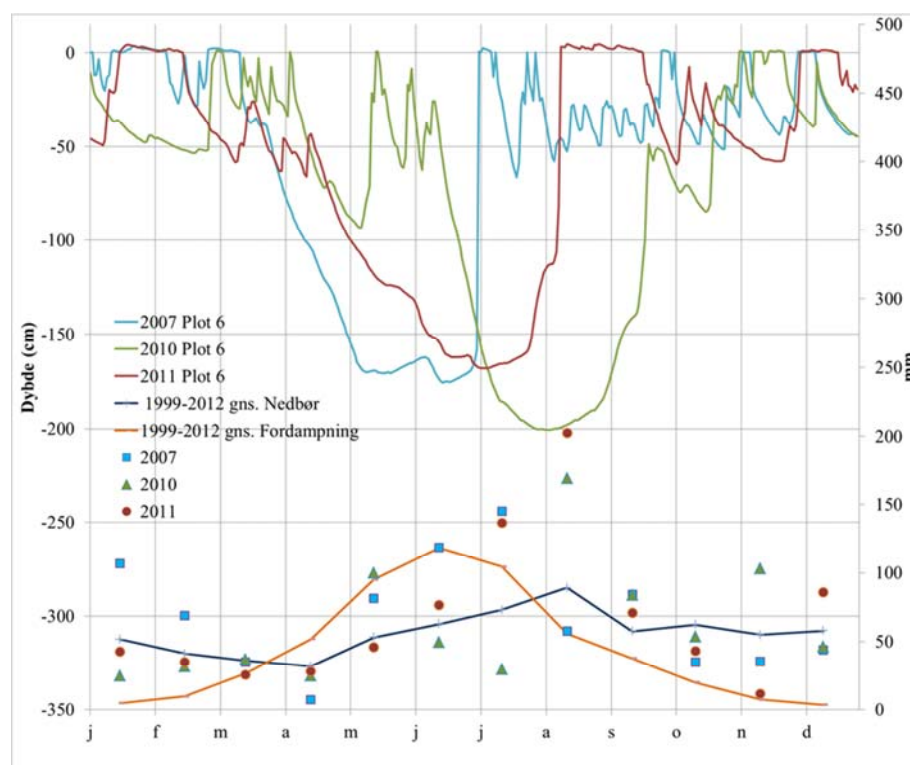
Et eksempel er vist i Figur 6.3 (se også Styczen et al., 2016). Heraf fremgår, at der i en periode fra 1999-2012 i dette konkrete eksempel har været tre år, hvor gentagne nedbørshændelser har ført til, at grundvandet i sommerperioden nåede jordoverfladen.

Alle de faktorer, der påvirker vandstanden i et vandløb, vil kunne påvirke hyppigheden af de situationer, hvor drænuvløbet er under vandstanden i vandløbet, herunder ændringer i strømningsprofilen, sedimentation, grøde (se Kapitel 3) og klimaforandringer.

Effekten af oversvømmelse af drænuvløb er størst tættest på vandløbet, hvor drænsystemets kote er lavere end vandstanden i vandløbet, men afdræningen i det opstrøms areal forsinkes også, fordi gradienten, der skal drive den underliggende grundvandsstrømning, er mindsket. En forhøjet grundvandsstand påvirker vandindholdet i hele det overliggende jordprofil, så langsommere afdræning bevirker, at vandindholdet er forhøjet i hele profilet i længere tid, end hvis drænene kunne have løbet frit (se Styczen et al., 2016).

I sommerperioden vil drænedede områder herunder drænedede lavbundsarealer derfor kunne påvirkes af grøde, hvis vandstanden som følge af grødevækst og en eventuel bundændring som følge af sedimentation i grøden overstiger drænuvløbets kote. Længden af hoveddræn, der oversvømmes, dvs. hvor langt ind på markerne dette har effekt, vil være en funktion af vandstanden over drænuvløbene. Faldet på hoveddrænledninger er typisk 2-3‰, men kan være ned til 1‰. Ved 5 cm's neddykning vil det fx betyde oversvømmelse af ca. 25 m hoveddrænledning med et antaget fald på 2‰, mens 20 cm's overskridelse tilsvarende vil oversvømme ca. 100 m hoveddrænledning (Tabel 6.1). Topografien i oplandet vil her spille en rolle. Mere kuperede morænelersområder er typisk ikke systemdrænedede, og risikoen for at oversvømme dræn vil være mindre, hvis dræn er lagt med større fald.

Figur 6.3. Beregnet grundvandsstand i et forsøgsplot (Tokkerup, plot 6) i udvalgte år (Hansen og Jensen, 2013). Beregningen er foretaget for 1999-2012. Nederst i figuren er vist den gennemsnitlige nedbør og fordampning for perioden. Månedsnedbøren for 2007, 2010 og 2011 angivet med signaturene vist i figuren, og kan aflæses på højre akse. De øverste kurver viser grundvandsbeliggenhed i forhold til terræn i de samme tre år. Selv om man i de fleste år vil forvente en udtørring af jordprofilet i perioden med negativ nedbør, så har der i juli-august 2007, maj-juni 2010 og i august-september 2011 været nedbørshændelser, der har resulteret i opfyldning af profilet og høj grundvandsstand og dermed behov for afdræning. Figuren: K.J.S. Jensen.



Tabel 6.1. Sammenhæng mellem neddykning af drænuddøb, hældning på hoveddræn, og udbredelse af oversvømmelse på hoveddrænen under forudsætning af, at det ligger vinkelret på vandløbet.

Cm neddykning af drænuddøb i vandløbet	1‰ hældning på hoveddræn	2‰ hældning på hoveddræn
	Oversvømmelse af hovedledning, m	Oversvømmelse af hovedledning, m
5	50	25
10	100	50
15	150	75
20	200	100

Da de tidligere beskrevne klimaforandringer forventes at føre til flere og større nedbørs- og afstrømningshændelser i sommerhalvåret i visse områder af landet, må man forvente at både hyppigheden af oversvømmede dræn og det areal, der er påvirket, vil stige. I urbane områder anbefaler IDA Spildevandskomiteen i lyset af klimaforandringerne at øge kapaciteten af afløbssystemer med en faktor 1,2, 1,3 og 1,4 for gentagelsesperioder på hhv. 2, 10 og 100 år i forbindelse med dimensionering med en planlægningshorisont på 100 år og med ca. det halve for en horisont på 50 år, og det er også en relevant overvejelse for drænsystemer, idet dræn i så fald lægges tættere, ikke dybere. Det løser imidlertid ikke problemet med oversvømmede udløb.

6.2.2 Faktorer af betydning for afvanding af landbrugsarealer

Jordfugtigheden har betydning for, hvornår det er muligt at køre på marken (jordens "bæreevne"). Er jorden for våd, kan der ske skader i jordstrukturen (jordpakning), når der køres med tunge maskiner. Mens skaderne i jordens øverste lag kan mindskes gennem jordbehandling, så er de dybere skader langvarige eller permanente, og påvirker afdræning, rodvækst og luftskifte i jorden negativt (Schjønning et al. 2009). Jordfugtighedsforholdene er naturligt påvirkede både af vejr, jordtype og afgrødevalg, men forhøjet grundvand er en yderligere risikofaktor. Risikoen for pakning er generelt størst ved markoperationer, der kombinerer høst og transport, fordi der typisk anvendes meget tungt maskinel. Gylleudbringning på forårsvåd jord repræsenterer en særlig risiko. Jordpakning betyder, at jordenes drænbehov bliver endnu større.

Derudover er jordens bearbejdningsegenskaber, og dermed kvaliteten af jordbearbejdningen, også snævert relateret til jordens vandindhold. Lerjorde er mere sensitive end sandjorde. For at bearbejde lerjorde er det nødvendigt at overfladelaget tørrer til under markkapacitet², og optimale bearbejdningsegenskaber opnås først ved yderligere udtørring. Denne udtørring vanskeliggøres eller umuliggøres, hvis overfladefugtigheden er påvirket af et højtliggende grundvandsspejl, i praksis hvis afvandingssdybden er lavere end 100 cm.

Tabel 6.2 viser, hvornår en række markoperationer med tunge maskiner udføres. Da grøden kan påvirke vandstanden i vandløbet fra juni til september og i mindre omfang tillige i maj og oktober jvf. e.g. Figur 3.2, er de situationer, hvor grøden kan have negativ betydning for de omgivende markareale, primært relateret til 1) midlertidig højt vandindhold og deraf følgende dårligt luftskifte i rodzonen i planternes vækstperiode, 2) høst, jordbehandling og såningsaktiviteter i sensommeren og 3) i nogle tilfælde gødningsudbringning. Høsten af majs og sukkerroer i oktober udgør en særlig pakningsrisiko, da vandindholdet i jorden på dette tidspunkt normalt er steget pga øget nettonedbør og dræningssæsonen er startet.

² jordens vandindhold efter vandmætning, når nedsivning er nær ophørt og grundvand ikke influerer (Aslyng, 1976)

Tabel 6.2. Oversigt over typiske markoperationer, der udføres med tunge maskiner, og derfor kræver afdrænede jorde, samt deres fordeling over året.

Måned	Typiske markoperationer
Marts/april	Forårsplojning (vårafgrøder) omkring 1.marts og harvning/såning i marts/april, gødningsudbringning
Maj (-juli)	Gødningsudbringning for majs og græs
Aug/sept	Høst af bl.a. korn, efterårsplojning i august/september for vinterafgrøder
Juli	Høst af raps og korn
Sept/Okt	Såning af efterafgrøder eller vinterraps foregår i august og typisk i september (oktober) for vinterkorn. Høst af majs, roer, kartofler og græs kan foregå her.
Nov	Efterårsplojning før vårafgrøder på lerjord

Hvis vandføringsevnen generelt er mindsket som følge af langtidseffekter af grødeskæring kan langsom afdræning på grund af høj vandstand i et vandløb også forsinke jordbehandling, gylleudbringning og såning i marts/april.

Effekterne af dårlige afdræningsforhold varierer mellem de forskellige jordtyper. Der er, når der diskuteres dræning, altid stærk fokus på humusjorde, hvor mineralisering af det organiske stof og kompaktering betyder, at dybden fra overflade til dræn mindskes og jordens egne afdræningsegenskaber forringes. Disse jorde rammes derfor specielt hårdt, hvis drænenes funktion forringes. Tørvejordene i omdrift dækker i dag kun omkring 51.000 ha (Nielsen et al., 2014). Disse jorde anvendes ofte til grøntsagsafgrøder med begrænset roddebyde (kartofler, gulerødder) eller overgår til græs.

Der er betydeligt mindre plads til nedbør i en lerjord end i en sandjord, hvorfor grundvandsstanden hurtigt stiger, og tilsvarende falder ved udtørring. Den mættede hydrauliske ledningsevne i ler er desuden væsentligt mindre end i sand, så ekstra nedbør dræner langsommere gennem jorden. Alt i alt betyder det, at de årlige svingninger i grundvandsspejlets beliggenhed er væsentligt større i ler end i sand (Styczen et al., 2016). Det betyder desuden, at luftskiftet er langt bedre i den grovsandede jord end i den lerede.

På grovsandede jorde (JB1) begrænses rodudvikling af mekanisk modstand, og den naturlige effektive roddebyde er kun omkring 50 cm, mens den er i størrelsesordenen 75 cm på finsandet jord (JB2). I "sand-blandet ler" og mere lerede jorde observeres f.eks. hvederødder i 1,5 -2 m's dybde, hvis grundvandsstanden tillader det, mens den effektive roddebyde i "lerblandet sand" ligger et sted der imellem (ca. 85-100 cm). Disse forskelle er indarbejdet i anbefalinger vedrørende drænenes design (SEGES, 2015). Grundvandsstanden sætter en grænse for roddebyden af de almindelige markafgrøder, både sommer og vinter, men svingninger i grundvandsstand vil være mest betydende på lerjorde.

En relativt lille variation i grundvandsstand på sandjorde og den begrænsede mængde plantetilgængeligt vand (på grund af retentionsegenskaberne og den ringe roddebyde), betyder, at det kan være en fordel at afvandingshøjden er nogenlunde konstant og lille, så planterne dermed har adgang til ekstra vand i sommer perioden. Derfor er den anbefalede afdræningsdybde på 0,7-0,9 m på disse jorde en balance mellem et ønske om god ilttilgængelighed og næringsstoffoptagelse i hele rodzonen samtidigt med at vandforsyningen opretholdes.

På lerjordene er en afdræningsdybde på 1-1,2 m nødvendig for at tilgodese færdsel på jorden, jordbehandling, et acceptabelt luftskifte og en begrænset denitrifikation.

6.2.3 Effekter af ringe afvanding på landbrugsdrift

Årsagerne til udbyttereduktionen varierer fra år til år. Specielt i frostfri efterår/vinter/forår er tabet af nitrat via denitrifikation en vigtig faktor, mens det i andre år er forsinket såning (fordi jorden er for våd til færdsel) eller langsom opvarmning af våd jord, der begrænser plantevæksten.

Denitrifikation (omdannelse af nitrat til N_2 og N_2O) i topjorden foregår, hvis den er våd i perioder, hvor temperaturen er over ca. $5^\circ C$ og nitrat og mineraliserbart organisk stof er til stede. Denitrifikation stiger med mængden af tilgængelig nitrat, hvorfor forholdene i perioden efter gødningsudbringning (især gylleudbringning), og efter høst, hvor afgrøderester mineraliseres, er særlig kritisk. Gødningsudbringning i maj kan falde sammen med høj vandstand pgr. af grødevækst. Mange skift mellem normale og meget våde forhold i tilknytning til højt nitratindhold i jorden giver anledning til særlig høj lattergasdannelse. Da lattergas (N_2O) er en klimagas, der er ca. 300 gange så kraftig som CO_2 , er tab af lattergas uønsket, også fra et klimaperspektiv.

Jordtemperaturen påvirkes af jordens vandindhold. Det tager længere tid at opvarme en våd jord end en veldrænet jord. Denne effekt er vigtigst om foråret og vil derfor primært kunne påvirkes af den generelle afdræningstilstand. Den lavere jordtemperatur om foråret forsinker væksten og påvirker udbytterne negativt og er en faktor i den samlede effekt af dårlig dræning på udbyttet. Dette forventes ikke at have sammenhæng med grødevækst i vandløb, idet det især omhandler perioden, før grøden er vokset op.

Planterødder på almindelige landbrugsafgrøder i Danmark kan ikke tåle at være oversvømmede i længere perioder. Temperaturen er en væsentlig faktor her; om sommeren opbruges den tilgængelige ilt i løbet af et antal timer, mens det om vinteren kan tage dage (uger under meget kolde forhold). Der eksisterer ikke detaljeret viden om sammenhængen mellem varighed af høj grundvandsstand på forskellige tidspunkter i vækstsæsonen, roddød, nydannelse af rødder og udbyttetab. En begrænset roddybde betyder dog et mindre jordvolumen at optage næringsstoffer fra og større risiko for vandstress, hvis den våde periode efterfølges af en tør. Igangværende studier viser en klar sammenhæng mellem roddybde og grundvandsstand i vinterperioden, men studieperioden har endnu ikke indeholdt hændelser, hvor rødder er blevet oversvømmet i sommerperioden. Generelt stræbes der efter afgrøder med dybe rødder i sædskiftet for at optage kvælstof fra dybere lag, og fordi disse afgrøder er mere tørkeresistente, da de kommer tættere på grundvandet i tørre perioder. På sandede jorde, hvor roddybden begrænses af teksturen og mængden af plantetilgængeligt vand er begrænset, kan grødevækst, der hæver grundvandet til 10-20 cm under naturlig roddybde, være en fordel, da planterne dermed har adgang til ekstra vand i sommerperioden.

De fleste forsøg, der sammenholder drænniveau med udbyttene er relativt gamle (fra før 1980; Aslyng (1980), Feddes og van Wijk (1976)), og en del af dem er udført med fast grundvandsniveau. Disse forsøg viser en klar sammenhæng mellem grundvandsdybde (som indikator for det generelle afdræningsniveau) og udbyttene. I igangværende forsøg med naturlige vandspejlsvariationer, er de relative ændringer i udbyttet imidlertid af samme størrelsesorden. På basis af de gamle forsøg er tommelfingerreglen, at når afdræningsdybden mindskes med 1 cm (i intervallet 1 m til 50 cm), falder udbyttet med 1 %. Den regel gælder ikke for de grovsandede jorde med mindre naturlig roddybde, men udbytterne her vil også falde, hvis

roddybden mindskes af højt grundvand. Der findes studier af effekter af deciderede oversvømmelser, men det er ikke den situation, der diskuteres her. Kvantificeringen er særlig vanskelig, fordi afgrødernes sensitivitet over for vandlidende forhold varierer med vækststadiet. Generelt er forholdene omkring fremspiring og i den reproduktive fase særligt sensitive.

Dårlig afgrødevækst giver generelt større risiko for ukrudtsproblemer og fører dermed til større pesticidanvendelse. Risikoen for udvaskning af især sorberende pesticider og fosfor stiger væsentligt, når makroporer over dræn aktiveres, og det forekommer hyppigere under dårligt drænedede forhold. I det omfang, den begrænsede dræning fører til overfladisk afstrømning, er der øget risiko for transport af især pesticider og fosfor (+organisk stof). Da effekten af høj vandstand i grødesæsonen primært forventes at påvirke relativt flade arealer, er risikoen for erosion meget begrænset.

Studier af forventede effekter af klimaændringer (bl.a. Olesen, 2005, Olesen, 2012) viser, at afdræningsforholdene både tidligt og sent på året sandsynligvis bliver mere kritiske. Ændringer i såtidspunkter betyder sandsynligvis, at efterafgrøder og mellemafgrøder bliver meget vigtige for at begrænse udvaskning mellem høst og etablering af nye afgrøder. Hyppigere ekstremhændelser i sommerperioden kan vanskeliggøre alle typer af markoperationer i sommerperioden, ikke mindst høst og etablering af efterafgrøder.

7 Vurdering af grødeskæring og grødeskæringsmetoder

I dette afsnit sammenfattes de væsentligste informationer om grødeskæring og et antal grødeskæringsteknikker baseret på udredningerne i de forrige afsnit. Det er et forsøg på at uddrage nogle overordnede pointer, men det er helt nødvendigt at kende til de forbehold, begrænsninger, naturlige variationer m.m., som er beskrevet i de enkelte kapitler for at kunne forstå pointerne.

7.1 Vurdering af grødeskæring

7.1.1 Afvejning af behov for afvanding og natur- og miljøkvalitet

Vandløbsloven foreskriver afvejning mellem afvanding og natur- og miljøkvalitet, mens anden lovgivning sætter miljømålene. Bindende miljømål er defineret for omkring 19.000 km af landets vandløbstrækninger. Det er især her, der skal ske en afvejning af afvanding og natur- og miljøkvalitet.

Vandløb med primært afvandingsinteresser kan afgrænses til små (type 1) vandløb, som ikke er omfattet af hverken Naturbeskyttelsesloven, Lov om Vandplanlægning eller er beliggende i Natura 2000 områder.

Grødens vækst og vandføringen i vandløbene er tæt forbundne og underkastet komplekse sammenhænge med naturlige variationer som følge af klimatiske, biologiske, geologiske og topografiske forskelle. Observerede variationer i grødens hydrauliske modstand ved en given vandføring og grøde mængde kan være op til en faktor 10 mellem forskellige år og årstider selv for en enkelt vandløbstrækning. Afvejningen mellem at bevare vandløbets vandføringsevne og sikre den økologiske kvalitet kan derfor være vanskelig at foretage.

7.1.2 Effekter på vandføringsevne

Der forekommer grøde fra primært juni til september med mindre mængder ved opvæksten i maj og ved henfaldet i oktober. Der kan være mindre mængder overvintrende grøde i vandløb, som har klart vand og nogenlunde konstant vandføring sommer og vinter ved grundvandspåvirkning og i vandløb, som om vinteren er tilstrækkeligt lavvandede til at den lavere lysintensitet kan nå planterne på bunden. Grøde har hovedsageligt indflydelse på vandføringsevnen om sommeren og grødeskæring kan derfor ikke afhjælpe behov for afvanding om vinteren. Dog kan kantvegetation i form af gamle stubbe eller vintergrønne planter også om vinteren nedsætte vandføringsevnen ved store vandføringer i små type 1 vandløb.

Vandstanden i vandløbene afhænger af mange forhold. Vandføringen, terrænfaldet, vandløbets skikkelse (bredde, dybde og slyngning) og strømningsmodstanden ved vandets kontakt med vandløbsbunden, brinkerne og undervandsplanter og kantplanter påvirker alle vandstanden. De mange faktorer indvirker og vekselvirker med hinanden, og vandstanden kan derfor ikke forudsiges præcist fra år til år og sæson til sæson. Den hydrauliske modstand af planterne afhænger af plantetype, plantebiomasse og strømhaastighed. Ude i vandløbet afhænger modstanden meget af, hvor højt vandplanterne rækker op i vandet og om de er jævnt fordelt over bunden eller samlet i øer med strømrender imellem. Jo tættere på bunden planterne vok-

ser og jo mere de er samlet i adskilte øer desto mindre er modstanden for vandstrømningen ned over strækninger. Grødevækst har størst effekt på vandføringsevnen i små lysåbne vandløb, hvor grødens påvirkning af strømningsmodstanden relativt set er størst, især hvis vandløbet har stor forekomst af sumpplanter. I små vandløb, hvor undervandsplanterne er skygget af kantvegetation, er strømningsmodstanden knyttet til kantvegetationen. Den strømningsmodstand som kantvegetationen yder, kan være væsentlig, især i forbindelse med høje vandføringer. I de største vandløb, omkring 1,5 meter eller dybere, er der sjældent en væsentlig påvirkning af vandføringsevnen fra grøden, idet en ringe mængde lys når ned til bunden. Undtagelser fra dette er strækninger, hvor vandet er særlig klart.

En undersøgelse af 3086 grødeskæringer viser et gennemsnitligt fald i vandstanden på 16 cm med en variation på mellem 1 og 73 cm. Op mod 75 % af grødeskæringerne har ringe effekt på vandstanden (<20 cm). Observationerne indikerer, at skæring med til faste terminer kan være uden effekt på vandstanden. De største grødeskæringseffekter på vandføringsevnen findes i vandløb med ringe fald, en vis vanddybde (0,5-1,5 m) og en relativt stor vandføring året rundt. Det drejer sig især om nord- og vestjyske mellemstore vandløb med veludviklet biomasse. Mindst effekt ses i mindre østdanske vandløb, hvor vanddybden normalt ikke er særlig stor i sommerperioden, og alene derfor vil den umiddelbare vandstandssænkning ofte ikke kunne blive særlig betydelig.

Genvækst af grøden er afgørende for, hvor længe effekten af en grødeskæring varer. Der vil, uafhængig af hvilken metode der vælges, altid ved almindelig afklipping være efterladt fx rhizomer i vandløbsbunden og rodskud, som kan spire med genvækst til følge. En genvækst, som bliver hurtigere jo oftere, der skæres.

Genvæksten er størst i juni måned, mens der er ringe eller ingen genvækst om efteråret. Samtidig er genvæksten størst i de vandløb, der skæres hyppigst, idet hyppig skæring netop begunstiger arter, hvis vækstpotentiale påvirkes mindst af skæringen. Genvækst bevirker, at effekten af en grødeskæring er aftaget i løbet af få uger (2,5 - 4 uger afhængig af plantesammensætningen).

Ændring af grødeskæringspraksis i form af ændret hyppighed eller skæring i mindre bundbredde fører ikke til en signifikant, forudsigelig ændring i vandføringsevnen fra år til år. Det skyldes, at forskelle i nedbør, temperatur, solindstråling og lysnedtrængning gennem vandet varierer fra år til år og dermed også vækstbetingelserne for planterne. Disse klimatisk styrede forhold kan derfor give større ændringer i vandføringsevnen end en ændring i grødeskæringsmetoden.

Grødeskæring vil ofte medføre formændringer i vandløbet. Vandløbenes størrelse og fald, mængden og sammensætningen af sediment, der transporteres (relateret til geologi og arealanvendelse i oplandet), plantesammensætningen og beliggenhed i terræn spiller alle en rolle for hvor hurtigt og hvordan formændringer sker som følge af en given grødeskæringsmetode. Strørendeskæring kan eksempelvis føre til en indsnævring af tværsnitsprofilen, hvilket i nogle, men ikke i alle, vandløb er sket i kombination med en samtidig, naturlig uddybning af profilen. Morfologiske ændringer og dermed ændringer i vandføringsevnen vil udvikle sig med tiden som følge af grødeskæring, hydrologiske ændringer, biologiske ændringer og evt. andre forhold.

Behovsbestemt grødeskæring, dvs. at skæringen kun gennemføres, når der er risiko for store afstrømninger, vil give en højere effektivitet af de gennemførte grødeskæringer med hensyn til at bidrage til afvanding. Samtidig vil behovsbestemt grødeskæring begrænse hyppigheden af skæringer, hvilket kan reducere genvæksten og dermed give en længere varende effekt på vandføringsevnen. Det kan ligeledes reducere de negative miljømæssige påvirkninger. Online data for vandstand og nedbør kan nyttiggøres som beslutningsstøtte til, hvornår grødeskæringer skal gennemføres.

7.1.3 Effekterne på økologiske forhold

Indledningsvist skal det understreges, at vandløb som naturtype ikke har et vedligeholdelsesbehov som eksempelvis heder og enge, og dermed heller ikke behov for grødeskæring for at nå miljømålene. Grødeskæring indvirker generelt negativt på kvalitetselementerne og gennemføres udelukkende med henblik på at forbedre afvandingen.

Hyppighed af grødeskæring har en stor indflydelse på plantesamfundet og dermed mulighederne for at opfylde målene i vandområdeplanerne. Det gælder for alle typer af grødeskæringsmetoder, at en begrænsning i hyppighed vil forbedre mulighederne for målopfyldelse i særdeleshed for planterne.

Overordnet set vil grødeskæringer, der gennemføres mere end én gang i løbet af planternes vækstsæson, indebære risiko for at den økologiske tilstand vurderet med anvendelse af Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI) ikke når målopfyldelse. Jo større en andel af biomassen i vandløbet, der skæres, des større vil risikoen være, fordi en mindre del af plantebiomassen vil være upåvirket af skæringen. Når kun en del af vandløbsprofilen skæres, oprettholdes der refugier for planterne, hvor de ikke bliver påvirket af skæringen, og hvor plantesammensætningen derfor kan udvikle sig mere naturligt. Her kan der formentlig opnås god økologisk tilstand, såfremt der i refugierne udvikles diverse plantesamfund med karakteristika, der ligner de, der findes i upåvirkede vandløb.

Tidspunktet for grødeskæring kan også spille ind på, hvilken effekt skæringen har på den økologiske tilstand. Generelt vil effekten være størst i den periode, hvor planterne vokser mest, hvilket er i forsommeren og sommeren, mens effekten vil være mindst i sensommeren og efteråret, hvor mange arter henfalder. Alt andet lige kan man derfor forvente mindst effekt på DVPI, hvis der kun gennemføres en årlig grødeskæring i slutningen af vækstsæsonen.

Grødeskæring forringer også vandløbene som levested for smådyr og fisk, både pga. et umiddelbart tab af smådyr og fisk fra strækningerne og fordi det fysiske vandløbsmiljø bliver mere ensformigt som følge af skæringerne. Endvidere øger grødeskæring sedimenttransporten, hvor størrelsen af denne afhænger af hvor omfattende skæringen er. Sedimenttransport har negative konsekvenser for smådyr og fisk på nedstrøms strækninger.

7.1.4 Grødeskæring og afvanding på landbrugsjord

Afdræning af landbrugsjord afhænger af en række faktorer, herunder grundvandstand, topografi, jordbund og drænenes beliggenhed og beskaffenhed. Høj vandstand i vandløb påvirker vandstanden på de vandløbsnære jorde via formindsket grundvandsafstrømning og i drænedede områder eventuelt også via oversvømmelse af drænudløb. Områder med høj (og ret konstant) grundvandsstand om sommeren er overvejende lavbundslande, men

også på højbundslande i forbindelse med våde somre og store nedbørshændelser. I gennemsnit ændres vandbalancen fra at være negativ til positiv omkring august måned, hvor der også er høstaktiviteter, der følges op af jordbehandling og såning og derfor et stort behov for at kunne færdes på markerne. Sætninger af lavbundsarealer langs vandløb fører til en mindre afstand mellem vandspejl og jordoverflade og dermed også øget risiko for dårlig afdræning og lokale oversvømmelser. Arealet af lavbundslande i omdrift er faldet og udgør i 2014 ca. 14,5 % af det samlede landbrugsareal i omdrift, hvilket i forhold til tidligere opgørelser er et fald på ca. 30 procent (fra ca. 21 % af omdriftsarealet). Derudover vil afdræningen være dårligst på landbrugsarealer beliggende i topografisk set flade områder på en jord med dårlig hydraulisk ledningsevne på grund af jordbundens tekstur, struktur og pakningsskader.

Dræn (uden for okkerbelastede områder) er traditionelt designet til at have frit udløb i forhold til vandstanden i vandløbet i marts måned. Men da dræn kan være ret gamle, kan der være sket ændringer i nedbør og vandføringsforhold efter de blev installeret. Der er dokumenteret stigende afstrømning i dele af Danmark, ligesom der er dokumenteret en nedgang i vandføringsevnen for en nogle vandløb fra 1976 og frem. Det sandsynliggør, at de oprindelige designkriterier ikke nødvendigvis er overholdt længere i alle dræned områder.

De eksisterende kriterier for dræning specificerer, at drænenes udløb kun "kortvarigt" må oversømmes, men "kortvarigt" er ikke defineret, hverken for sommer eller vinter. Traditionelt har forskningen været fokuseret på forholdene om vinteren, og der findes en del gamle og få nye forsøg, der belyser, at udbyttetabene i forbindelse med dårlig dræning er betydelige. Der er imidlertid ingen forskning, der belyser udbyttetab som følge af høj vandstand i rodzonen om sommeren.

Størstedelen af påvirkningen af oversvømmede drænudløb sker i den del af marken, hvor hoveddrænet er oversvømmet. Arealet kan estimeres ud fra typiske hældninger på hovedledningen og vandstanden i forhold til drænudløbet. Neddykkede dræn, som kan være en følge af forhøjet vandstand i vandløbet, vil påvirke afvandingen af landbrugsjord. En 5-20 cm neddykning af dræn vil oversvømme hoveddrænledningen i størrelsesordenen fra 50-200 m fra vandløbet, såfremt hældningen på hoveddrænet er 1 promille. Er hældningen på hoveddrænet 2 promille vil oversvømmelse af hoveddrænledningen være halveret (25-100m).

Vandstandssænkninger på 10-20 cm og mere kan have betydning for rodzonens størrelse og muligheden for at køre på jorden, såfremt drænudløbene er dykkede. En vandstandssænkning på 20 cm eller mindre er utilstrækkelig til at sikre vandafledningen i perioder med megen nedbør.

7.1.5 Forbedring af vidensgrundlaget

Grødeskæring er praktiseret i danske vandløb i en lang årrække. Sammenhænge mellem den mekaniske indsats og de tilknyttede hydrauliske og økologiske effekter er dog ofte ikke systematisk dokumenteret med kvantitative størrelser, men kun med visuelle erfaringer. Derfor er det heller ikke muligt på en systematisk måde at skelne mellem effekter af forskellige skæringsmetoder.

På grund af den omfattende dræning, der blev gennemført i første halvdel af sidste århundrede, har der siden begyndelsen af 1970'erne ikke har været

fokus på landbrugsmæssige effekter af dårlig dræning. Den forskning, der er udført, er derfor overvejende udført før 1975, og den har mere fokus på landbrugs- end miljøaspekter og afspejler de afgrødevalg og landbrugsmetoder, der var gængse på det pågældende tidspunkt

7.2 Vurdering af grødeskæringsteknikker

I afsnit 2.7 er der beskrevet en række forskellige grødeskæringsmetoder, som alle er karakteriseret ved kun en delvis skæring af grøden – i princippet varianter af strømrendeskæringen:

- Strømrendeskæring
- Netværksskæring
- Kombineret strømrendeskæring
- Ålborgmetoden.

Disse metoder vil som udgangspunkt have en effekt på afvandingen som beskrevet nedenfor – selvsagt større jo større en del af grøden, der skæres.

Ud over disse varianter er der i afsnit 2.7 også beskrevet:

- Brinkskæring
- Fuld skæring
- Selektiv skæring
- Minimal eller ingen skæring.

Der findes ikke et datagrundlag, der på kvantitativ vis kan nuancere effekterne af disse varianter, hvorfor beskrivelserne i noget omfang er enslydende. Det er ikke ud fra videnskabelige kriterier og undersøgelser muligt at give generelle, faste retningslinjer for i hvilke situationer den ene eller den anden af disse varianter bør anvendes eller fx i hvilken grad, grøden skal skæres for at opnå specifikke mål. Det vil i de fleste tilfælde være afhængig af de lokale forhold. Det er dog muligt at uddrage visse forhold, som er specifikke for den enkelte metode, hvilket er sket nedenfor med undtagelse af selektiv skæring og minimal eller ingen skæring. Effekterne på de økologiske forhold af de to sidstnævnte er medtaget i Kapitel 4.

7.2.1 Strømrendeskæring

Grøden skæres i en bugtet bane, der følger vandets naturlige strømning, med typisk 5-7 gange vandløbsbredden mellem bugtninger. Man fjerner således grøden i den bugtede bane, som det strømmende vand naturligt vil følge.

Afvanding

Metoden har den fordel at grøden fjernes, hvor den virker mest bremsende på vandets løb, og vandføringsevnen således bedst sikres ved at skære grøden bort.

Som tommelfingerregel vurderes, at hvis 25 % af grøden skæres bort opnås en forbedring af vandføringsevnen på 50 % af maksimum. Skæres 50 % bort opnås en forbedring på 75 % af den maksimale forbedring af vandføringsevnen. Når der anvendes procenter som 50 % af grøden, så refererer de til procenter af grøden i den regulativmæssige bundbredde og ikke i den faktiske bundbredde (se kapitel 2.7.1). Man skal imidlertid gøre sig klart, at da en lang række forhold påvirker vandføringsevnen fx de aktuelle grødearter (se Kapitel 1.3 og Kapitel 3), så er dette netop en tommelfingerregel og der vil aldrig kunne opnås faste tal for effekter af grødeskæringen uanset metode og omfang.

Gentagen skæring i samme strømrønde kan, afhængigt af de lokale forhold herunder vandløbenes størrelse og fald, mængde og sammensætning af sediment, føre til formændringer af vandløbet. I vandløb, som er bredere end den naturlige vandføring tilsiger, kan der ske tilgroning med kantplanter, som fører til en indsnævring af tværsnitsprofilen og dermed en ringere vandføringsevne under fx større nedbørshændelser. En indsnævring af vandløbsprofilen kan også påvirke udløbet fra drænen.

Effekt på plante- og dyrelivet

Metodens princip om at skabe et bugtende løb i vandløbet tilstræber at bevare de naturlige karakteristika ved vandets strømning og dermed påvirke kvalitetselementerne mindst muligt. Såfremt grøden skæres i en bred bane, efterlader det en betydelig del af vandløbsbunden uden grøde. Her vil der være færre levesteder for smådyr og fisk.

Egnede vandløb

Metoden egner sig til små vandløb, hvor den kan foregå manuelt, og i mellemstore vandløb, hvor grødeskæring foretages manuelt eller med grødeskæringsbåd. I store vandløb kan den ligeledes anvendes ved hjælp af grødeskæringsbåd.

I brede vandløb med stryg er det u hensigtsmæssigt kun at slå grøden i en enkelt strømrønde, idet vandet naturligt fordeler sig i flere strømkkanaler ned over stryget. Man svækker derfor mulighederne for planter, fisk og smådyr ved i disse tilfælde kun at slå i en enkelt strømrønde, idet de uslåede områder kan opsamle sediment og ophøre med at fungere som stryg med gydemuligheder for laksefisk.

Økonomi/omkostninger

De specielle former for grødeskæring er mere tidskrævende og dermed også mere omkostningstunge end de metoder, hvor hele vandløbsprofilen skæres på en gang. Skæring i en strømrønde er den enkleste form for grødeskæring, som kombinerer hensyn til afvanding og miljøtilstand og formentlig den mest udbredte form for strømrøndeskæring.

Videngrundlag og manglende viden

Strømrøndeskæring har været praktiseret i mange vandløb – men ikke nødvendigvis efter den samme skabelon. Desuden er der ikke lavet en systematisk overvågning af sådanne vandløbsstrækninger, hvorfor der generelt mangler langtidsovervågning (biologiske kvalitetselementer, vandstande, afvandingsforhold m.m.) af tilstrækkeligt mange vandløbsstrækninger, hvor strømrøndeskæring har været praktiseret systematisk til at kunne beskrive effekterne og eventuelle ændringer i disse over tid.

7.2.2 Netværkskæring

Hvor vandløbets naturlige form og bredde og grødens naturlige fordeling betyder, at vandstrømmene splittes op i flere parallelle vandstrømme, er det hensigtsmæssigt at slå grøden, så flere strømrønder holdes åbne, for på den måde at bevare de naturlige strømningsskarakteristika og dermed bevare de bedste betingelser for at kunne nå målopfyldelse.

Metoden kan have det problem, at den ikke altid arbejder aktivt sammen med vandets overordnede måde at strømme i bugtede baner.

Effekt på afvanding

Netværksskæring har overordnet set samme virkning som den generelle strømrendeskæringsmetode med hensyn til sammenhæng mellem forbedring af vandføringsevnen og mængden af bortskåret grøde (se ovenfor). Hvis den samme mængde biomasse bortskæres, vil den generelle strømrendeskæring dog have den bedste effekt på afvandingen.

Skæring i mere end en strømrende kan medvirke til at forhindre formændringer med indsnævring af vandløbet som følge af tilgroning med kantplanter særligt i overbrede vandløb. Netværksskæring kan således medvirke til at bevare vandløbets vandføringsevne i perioder med kraftige nedbørshændelser under disse særlige betingelser.

Tilsvarende kan det afhjælpe problemer med aflejring af sediment i grødebrømmer langs vandløbets bredder, idet en del sediment vil blive fanget i grøden midt i vandløbet.

Effekt på plante- og dyrelivet

Denne metode giver mulighed for at bevare en større del af den fysiske variation og dermed levesteder for flere arter og vækstformer af planter end strømrendeskæringen. Midterpartiet mellem de to strømrender kan muliggøre, at grøden har områder, hvor den kan udvikle sig naturligt. Af hensyn til miljøtilstanden er det vigtigt, at de samme områder skånes for skæring fra gang til gang, så refugier bevares. Den øgede variation forventes ligeledes at skabe bedre vilkår for fisk end en generel strømrendeskæring, hvorimod der ikke forventes forskel mellem de to metoder for så vidt angår tilstanden af smådyr.

Egnede vandløb

Skæring af grøden i flere strømrender er hensigtsmæssig på brede stryg, hvor vandet naturligt løber på denne måde. Strategien kan også benyttes i smallere vandløb, hvor der eksempelvis opereres med to strømrender omkring et midterparti, hvor grøden får mulighed for at udvikle sig naturligt. Strategien kan også anvendes i vandløb med en lille bundhældning, hvor det af hensyn til miljømålene er vigtigt at tilbyde gode forhold for planter, smådyr og fisk i profilen samtidig med at vandføringsevne sikres. Hvis man kan vælge mellem generel strømrendeskæring og netværksskæring som metode, er det ofte en fordel at vælge netværksskæring, fordi den kan sikre bedre økologiske forhold for organismene.

Metoden kan være vanskelig at praktisere fra grødeskæringsbåd i store vandløb, hvor generel strømrendeskæring er lettere at udføre.

Økonomi

De specielle former for grødeskæring er mere tidskrævende og dermed også mere omkostningstunge end de metoder, hvor hele vandløbsprofilen skæres på en gang i en strømrende eller over hele profilen.

Videngrundlag og manglende viden

Netværksskæring har ikke været praktiseret i særlig mange vandløb. Der er ikke lavet en systematisk overvågning af sådanne vandløbsstrækninger, hvorfor der generelt mangler langtidsovervågning (biologiske kvalitetssementer, vandstande, afvandingsforhold m.m.) af tilstrækkeligt mange vandløbsstrækninger, hvor netværksskæring har været praktiseret systematisk til at kunne beskrive effekterne og eventuelle ændringer i disse over tid

7.2.3 Kombineret strømrendeskæring

Metoden forener den generelle strømrendeskæring og netværksskæring. Grøden skæres i den gennemgående strømrende, men der efterlades grødeøer, hvorved vandstrømmen opdeles i flere strømme mellem mosaikker af grødeøer samtidig med, at den overordnede strømning opretholdes. I svingene kan der skæres hårdere i ydersiderne, mens der mellem svingene kan skæres i flere strømrender. Metoden kan fremme erosions- og aflejningsmønstre i svingene, og mellem svingene kan sikres lavt vand af hensyn til småfiskene

Effekt på afvanding

Kombineret strømrendeskæring har overordnet set samme virkning som den generelle strømrendeskæringsmetode med hensyn til sammenhæng mellem forbedring af vandføringsevnen og mængden af bortskåret grøde (se ovenfor).

Kombineret strømrendeskæring forventes at give en mindre afvanding end den generelle strømrendeskæring.

Sediment må forventes også at blive fanget i grødeøerne, hvorfor påvirkninger af drænudløb fra sedimentophobninger langs vandløbets bredder forventeligt bliver mindre end ved generel strømrendeskæring.

Effekt på plante- og dyrelivet

Metoden er hensigtsmæssig til at optimere fysisk variation og dermed grundlaget for varierede plante-, smådyr- og fiskesamfund.

Den kombinerede strømrendeskæring betyder at en mindre del af plantebiomassen bliver bortskåret og dermed forventes en mindre negativ effekt på plantesamfundene end ved den generelle strømrendeskæring. Generelt set forventes begrænset eller ingen negativ effekt på smådyr og fisk set i forhold til et naturligt vandløb.

Egnede vandløb

Metoden kan anvendes i alle vandløb med såvel undervands- som kantvegetation, men er især egnet i mellemstore vandløb, hvor begge plantetyper er vel repræsenteret.

Økonomi

Der er rige muligheder for at variere skæringsmønstrene, men det kræver selvfølgelig tid og kompetence at anvende metoden, hvorfor den er dyrere at praktisere. Det vil være væsentlig at sikre den nødvendige kompetence så effekten står mål med indsatsen.

Videngrundlag og manglende viden

Der er ikke lavet en systematisk overvågning af vandløbsstrækninger, hvor netværksskæring er praktiseret, hvorfor der generelt mangler langtidsovervågning (biologiske kvalitetselementer, vandstande, afvandingsforhold m.m.) af tilstrækkeligt mange vandløbsstrækninger.

7.2.4 Ålborgmetoden

Ålborgmetoden kan betragtes som en modifikation af den generelle strømrendeskæring. Skæringen karakteriseres som hyppig, hurtig, smal og dyb. Der skæres i den samme strømrende fra gang til gang, og der skæres i bund, hvorved strømmen kan komme ned og få fat i det fine sediment, så det skyl-

les bort, mens det mere grovkornede substrat efterlades. Den dybe skæring bevirker at der ikke efterlades stubbe af Enkelt Pindsvineknop, hvori sedimentet fastholdes. Den dybe skæring skader vandløbsplanternes rhizomer og derved reduceres genvæksthastigheden af fx pindsvineknop. De første år gennemføres gentagne skæringer på en sæson for at reducere forekomsten af fx pindsvineknop, men efterfølgende kan antallet af skæringer formentlig reduceres.

Effekter på afvanding

Ålborgmetoden har overordnet set samme virkning som den generelle strømrendeskæringsmetode med hensyn til sammenhæng mellem forbedring af vandføringsevnen og mængden af bortskåret grøde (se ovenfor).

Metoden sikrer, at det sediment der aflejres på vandløbsbunden i løbet af sommeren sættes i transport ved hver skæring, fordi der skæres dybt.

Ifølge brugerne har anvendelse af metoden reduceret behovet for antallet af grødeskæringer på en vækstsæson, formentlig fordi den har reduceret genvækstens hastighed. Samtidig er afvandingen forbedret ifølge brugerne.

Effekter på plante- og dyrelivet

Der er ikke foretaget målinger eller lavet studier, som belyser den økologiske effekt af Ålborgmetoden. Men metoden har ifølge Ålborg kommune forbedret bundforholdene i de vandløb, hvor metoden praktiseres, og skabt nogen forbedring for planterne. Ligeledes har metoden ifølge kommunen fremmet et strømvandsmiljø, hvori DFVI-indekset for smådyr potentielt kan opfyldes, ligesom der er gode ørredbestande i vandløbene. Analyse af udviklingen i DVFI på NOVANA overvågningsstationer i Lindborg å viser dog ikke nogen forbedring i DVFI efter indførelse af skæring med Ålborg metoden i vandløbet.

Egnede vandløb

Metoden har især været praktiseret i mellemstore og store (type 2 og 3) nordjyske vandløb med lille fald.

Økonomi

Metoden kræver erfaring og har et relativt stort forbrug af redskaber pga. af slid ved skæring til bunds.

Videngrundlag og manglende viden

Ålborgmetoden har kun været praktiseret i nordjyske vandløb. Der er ikke lavet en systematisk overvågning af vandløbsstrækninger, hvor metoden har været praktiseret, hvorfor der generelt mangler langtidsovervågning (biologiske kvalitetselementer, vandstande, afvandingsforhold m.m.) af tilstrækkeligt mange vandløbsstrækninger, hvor Ålborgmetoden har været praktiseret til at kunne beskrive generelle effekter af metoden.

7.2.5 Brinkskæring

I smalle, dybt nedskårne vandløb er der stor skygning fra planterne på brinken og dermed ofte ringe dækning af undervandsplanter. Brinkvegetationen kan være så tæt og kraftig, at den i små vandløb bøjer ind over det frie vand og tager næsten al lyset, så der ikke kan vokse vandplanter. Her kan skæring af brinkplanterne være relevant, fordi det langt overvejende er dem, som udøver modstand mod vandets strømning og dermed vandafledningen under høje vandføringer og vandstande.

Effekt på afvanding

Skæring af brinkvegetationen vil først og fremmest være relevant for at undgå effekt af store afstrømninger om sommeren. Det er derfor væsentligt, at en skæring sker på det tidspunkt, hvor effekten af en stor afstrømningshændelse vil være mest generende for de omkringliggende arealer.

Det kan i visse tilfælde være hensigtsmæssigt at udnytte brinkplanternes skyggeeffekt først på sommeren for at holde grøden i vandet nede, og slå brinkerne i august-september, når der er større risiko for høje vandføringer.

Effekt på plante- og dyrelivet

Brinkskæring har som den eneste skæringsmetode ingen direkte negativ effekt på planterne i de små vandløb. Imidlertid virker brinkskæring kun positivt for planterne i dybt nedgravede vandløb og med dominans af høje produktive urter på bredden. Det skyldes, at mindsket skygning vil tillade opvækst af undervandsplanter og amfibiske planter. I mellemstore og store vandløb forventes brinkskæring at have begrænset negativ effekt på DVPI. Her skyldes det, at skæring af brinkerne kan begrænse artsudvekslingen mellem land og vand.

Brinkskæring forventes at have en lille negativ effekt på smådyr. For fisk kan brinkskæring have en middel negativ effekt i små vandløb, idet kantplanterne kan danne skjul for fisk. I de større vandløb forventes kun en lille negativ effekt, idet kantplanterne her har en meget mindre betydning for at fiskene kan finde skjulesteder.

Egnede vandløb

Beskygning fra kantvegetationen vil primært være et problem i små nedgravede vandløb (type 1).

Økonomi

Brinkskæring er ikke en meget specialiseret skæringsform, hvorfor der ikke er særlige økonomiske aspekter.

Videngrundlag og manglende viden

Der findes nogen dokumentation for effekterne på vandafledning, men ikke for de biologiske kvalitetslementer.

7.2.6 Fuldskæring

Ved fuldskæring skæres grøden i fuld bredde, hvorved den hydrauliske modstand fra grøden elimineres.

Effekter på afvanding

En fuldstændig fjernelse af grøden på vandløbets bund og sider giver umiddelbart den største forøgelse af vandføringsevnen sammenlignet med de øvrige metoder, der er varianter af strømrendeskæring, hvor en del af grøden lades tilbage.

Effekter på plante- og dyrelivet

En fuldskæring betyder, at planter fjernes over hele profilet, hvorfor også smådyr og fisk mister hovedparten af deres levesteder. Det har således de væsentligste negative effekter på alle kvalitetslementer.

Egnede vandløb

Fuldskæring kan være relevant i vandløb, hvor der er stort afvandingsbehov.

Økonomi/omkostninger

Fuldkæring gennemføres uden særligt hensyn til plantearter eller andet og er dermed i udgangspunktet den mindst ressourcekrævende form for grødeskæring.

Vidensgrundlag og manglende viden

Fuldkæring var hyppigt anvendt inden ændringerne i vandløbsloven i 1982. Der er ikke lavet en systematisk overvågning af vandløbsstrækninger, hvor fuldkæring er praktiseret, hvorfor der generelt mangler langtidsovervågning (biologiske kvalitetselementer, vandstande, afvandingsforhold m.m.).

8 Konklusion og anbefalinger

8.1 Grødeskæring og god økologisk tilstand i vandløb

Grødens vækstsæson starter normalt i begyndelsen af maj og slutter i september-oktober. Næsten al grøde henfalder i løbet vinteren, så det er kun inden for vækstsæsonen, at grøden har en direkte betydning for vandstanden.

Vandløbsnaturen har ikke et vedligeholdelsesbehov som eksempelvis heder og enge, og dermed er der heller ikke behov for grønnskæring for at nå miljømålene. Grønnskæring gennemføres udelukkende med henblik på at forbedre afvandingen.

Det anbefales, at der i forvaltningen i højere grad skelnes mellem vandløb med både afvandingsmæssig og natur- og miljømæssig interesse og vandløb med kun afvandingsmæssig interesse. Vandløb med kun afvandingsinteresser kan afgrænses til små (type 1) vandløb, som ikke er omfattet af hverken Naturbeskyttelsesloven, Lov om Vandplanlægning eller beliggende i Natura 2000 områder og derfor omfattet af Habitatdirektivet. De fleste af disse små vandløb er i privat eje.

Vandløb med natur- og miljøinteresse er vandløb omfattet af Lov om Vandplanlægning samt vandløb beliggende i Natura 2000 områder omfattet af Habitatdirektivet. Brandmandens lov bør gælde i disse vandløb, dvs. det anbefales, at der er særlig fokus på at sikre naturværdier, hvor disse er særligt store, eller hvor der er stort potentiale til at disse kan udvikle sig til at blive større. Det anbefales, at der kun grønnskæres i sådanne vandløb, hvis der er afvandingsbehov på de vandløbsnære arealer langs strækningen, eller opstrøms for denne, hvis der er en stuvningspåvirkning.

Grønnskæring påvirker den økologiske tilstand negativt. Generelt opnås den mindst skadelig effekt jo mindre og jo senere på sæsonen, der skæres grøde. Hyppige skæringer ændrer plantesamfundet med øget dominans af robuste arter med hurtig genvækst og dermed risiko for ikke at nå mål opfyldelse med DVPI. Hyppig skæring har afsmittende negative effekter på smådyr og fisk. Der er begrænset dokumenteret viden om forskellige grønnskæringsmetoders effekt på den økologiske tilstand.

Øget sedimenttransport i forbindelse med grønnskæring påvirker nedstrøms levesteder for planter, smådyr og fisk. Sedimentation af fine partikler på gydepladser for laksefisk forringer mulighederne for gydning og overlevelse af laksefiskenes æg.

Den negative effekt af grønnskæring på den økologiske tilstand betyder, at der kan findes vandløb, hvor det vil være vanskeligt at indfri vandløbslovens bestemmelser om effektiv vandafledning af de vandløbsnære arealer og samtidig sikre opfyldelse af god økologisk tilstand med DVPI. Det vil dreje sig om type 2 og 3 vandløb, som ligger i relativt fladt terræn. Det vil være en god ide at identificere disse strækninger.

8.2 Grønnskæring og effekter på vandstand

En undersøgelse af 3.026 grønnskæringer i vandløb med en bredde større end 2 m (type 2 og 3) viser, at op mod 75 % af grønnskæringerne giver en ringe umiddelbar effekt på vandstanden (<20 cm). I vandløb med ringe fald

og stor sommervandføring kan vandstanden dog falde med op til 70-80 cm. Den store effekt ses især i vstdanske mellemstore vandløb med veludviklet biomasse. I vandløb med meget lav vandføring i grødesæsonen vil grødeskæring mere have karakter af forebyggelse af ekstra høj vandstand i forbindelse med kortvarige, kraftige afstrømningsbegivenheder. Varigheden af denne forebyggende effekt afhænger af planternes genvækst.

Planternes genvækst betyder, at effekten af en grødeskæring aftager i løbet af uger. I de fleste vandløb er effekten typisk udlignet efter 3-4 uger, men i vandløb, der skæres hyppigt, kan effekten være udlignet efter 2,5 uger. Det skyldes, at vandløb med hyppig skæring domineres af arter med hurtig genvækst. At intensivere grødeskæringshyppigheden i vandløb, der ikke allerede skæres hyppigt, kan derfor fremprovokere en situation, hvor der skal skæres endnu hyppigere for at bevare den samme afvanding af de vandløbsnære arealer. Dermed kan en intensivering af grødeskæringshyppigheden øge grødeskæringsbehovet.

En vandstandsænkning på 20 cm eller mindre vil ofte være utilstrækkelig til at sikre vandafledningen fra de vandløbsnære arealer i perioder med megen nedbør, men kan have betydning for dyrkningsforholdene (er uddybet i nedenstående). Grødeskæring på faste terminer er derfor ikke et særligt effektivt virkemiddel for at opnå en generel sikring af vandafledningen.

Grødeskæring med henblik på at forbedre afvandingen lokalt i vandløbsoplandet kan under visse forhold have mærkbare afstrømningsmæssige konsekvenser (eller en forstærkning af disse) nedstrøms. Derfor vil det være hensigtsmæssigt, hvis vandløbsvedligeholdelsen (herunder grødeskæringen) blev tilrettelagt i sammenhæng for hele vandløbet (vandløbssystemet) hvilket kan bidrage til, ved store regnhændelser, at forebygge oversvømmelser længere nede i systemerne.

8.3 Grødeskæring og afvanding af landbrugsjord

Afvandingsbehovet fra markerne er størst fra oktober til april, hvor der er et nettooverskud af nedbør. Denne vinterperiode ligger udenfor grødeskæringsperioden pga. lav grødemængde. Der forekommer dog, med en vis frekvens, store nedbørshændelser i perioden april til oktober, hvor afdræningsforholdene er af betydning. Afdræning af vandløbsnær landbrugsjord afhænger af en række faktorer, herunder grundvandstand, topografi, jordbund og drænenes beliggenhed og beskaffenhed. Afdræningen vil være dårligst på landbrugsarealer, hvor drændybden begrænses af ringe afstand mellem vandstanden i vandløbet og jordoverfladen (f. eks. humusjorde som har "sat sig") samt af en flad topografi, især på jorder med lav hydrauliske ledningsevne på grund af jordbundens tekstur og struktur. De berørte vandløbsnære arealer er både lavbundsarealer (herunder humus og tørvejorde, hvor mineralisering og kompaktering i sig selv fører til forringede afdræningsforhold) og højbundsjorde. Den sidste gruppe er typisk (men ikke udelukkende) drænede jorde dannet på moræneler i Østjylland og på Øerne.

Dræn (udenfor okkerbelastede områder) er traditionelt designet til at have frit udløb i forhold til vandstanden i marts måned. Men da dræn kan være ret gamle, kan der være sket ændringer i nedbør og vandføringsforhold efter de blev installeret. Retningslinjerne stammer fra en tid, hvor vårsæd var dominerende. Der er dokumenteret stigende afstrømning i store dele af Danmark, ligesom der er dokumenteret en nedgang i vandføringsevne for en del vandløb fra 1976 og frem. Det sandsynliggør, at de oprindelige de-

signkriterier ikke nødvendigvis er overholdt i alle drænede områder i dag. Der er ikke nogen opgørelser af, hvor mange steder drænudløb er oversvømmede i vinterperioden. De eksisterende kriterier for dræning specificerer, at drænenes udløb kun "kortvarigt" må oversvømmes, men "kortvarigt" er ikke nærmere defineret, hverken for sommer eller vinter.

Neddykkede dræn vil påvirke afvandingen af vandløbsnær landbrugsjord. Den største effekt af oversvømmede drænudløb sker i det område, hvor drænene er oversvømmede, men afdræningen fra de øvrige arealer i drænoplandet forsinkes også. Er hældningen på hoveddrænet 1 promille vil 5 cm neddykning af drænet oversvømme hoveddrænedningen 50 m fra vandløbet, mens 20 cm neddykning vil oversvømme hovedledningen 200 m fra vandløbet. Er hældningen på hoveddrænet 2 promille, vil oversvømmelse af hoveddrænedningen være det halve. Såfremt drænudløbene er dykkede kan vandstandssænkninger på 10-20 cm derfor have betydning for rodzonens udstrækning, muligheden for kørsel på arealet og drænets selvrensende effekt.

Grødeskæring løser ikke i sig selv de generelle problemer omkring afdræning af landbrugsjord og er ikke tilstrækkeligt til at sikre vandafledningen af de vandløbsnære arealer i perioder med megen nedbør. Det kræver andre virkemidler. Grødeskæring på faste terminer er derfor ikke et særligt effektivt virkemiddel i forhold til at sikre vandafledningen.

8.4 Grødeskæring og klimabetingede ændringer i nedbør

Grødeskæring kan ikke dæmme op for klimabetingede stigninger i afstrømningen i vandløbene, primært fordi de største afstrømningsproblemer findes i perioder, hvor planterne typisk har en lav biomasse i vandløbet, og hvor strømningsmodstanden fra planter er begrænset. I sommerhalvåret forventes der betydelige større ekstremhændelser, specielt på Sjælland og Lolland Falster, og her kan der være et samspil med grødevækst. Øget skæring af brinkens vegetation kan i små vandløb forebygge ekstra høj vandstand i forbindelse med ekstreme nedbørshændelser og samtidig have en positiv effekt på den økologiske tilstand.

Behovsbestemt grødeskæring, dvs. at skæringen kun gennemføres, når der er risiko for store afstrømninger, vil give en bedre effekt af grødeskæring end grødeskæring på faste terminer. Samtidig vil behovsbestemt grødeskæring begrænse antallet af skæringer og derfor også mindske de negative naturmæssige påvirkninger. Man kunne evt. anvende online data for vandstand og nedbør som beslutningsstøtte til, hvornår grødeskæringer skal gennemføres.

Klimabetingede stigninger i afstrømning i vandløbene med øget middelvandføring og hyppigere og større ekstreme afstrømningsbegivenheder vil bevirke en naturlig udvidelse og tilpasning af vandløbets skikkelse til de ændrede forhold med mindre rørføringer og andre infrastruktur-mæssige ændringer begrænser dette.

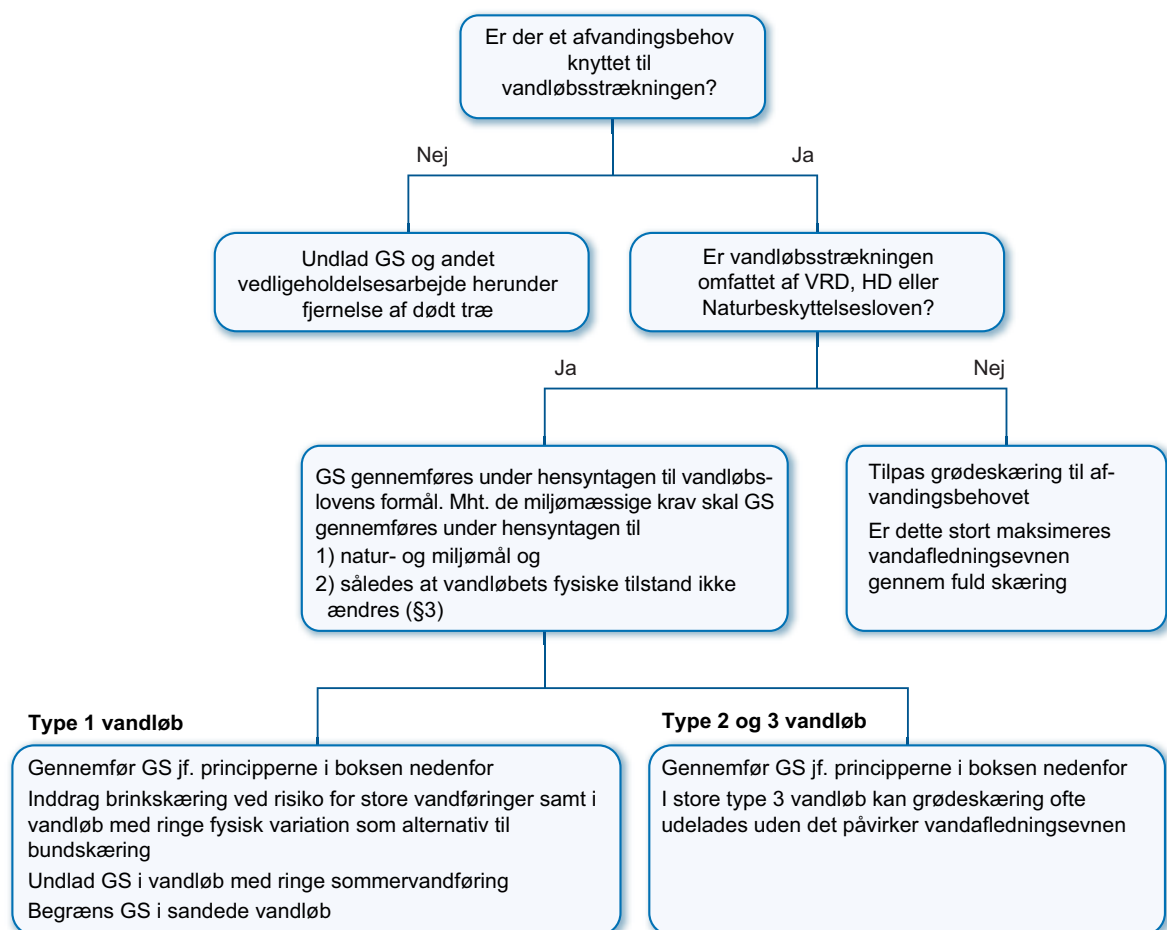
Vandløb, der er overdimensionerede i forhold til den mængde vand de afleder, vil naturligt indsnævre. Overdimensionerede vandløb vil derfor have et meget stort vedligeholdelsesbehov i forhold til at sikre afstrømningen i forbindelse med ekstremnedbørshændelser, særligt i vandløb med stor sedimentbelastning.

8.5 Anbefalinger til grødeskæring

Tidspunktet for grødeskæring bør i højere grad planlægges efter afdræningsbehovet, således at der i højere grad er tale om behovsbestemt grødeskæring, der tager hensyn til forholdene i de enkelte år. I gennemsnitsår og tørre år er nettonedbøren negativ i juni-juli, og der er derfor et minimalt afdræningsbehov på de vandløbsnære landbrugsjorde i disse måneder og derfor sjældent behov for grødeskæring, især i Østdanmark, hvor grundvandstilstrømningen er lille. Primo august stiger risikoen for positiv nettonedbør samtidig med, at der er høstaktiviteter, hvorfor der kan være behov for grødeskæring. Høstaktiviteterne efterfølges af jordbehandling og såning og derfor vil der være et fortsat stort behov for at kunne færdes på markerne og dermed at jordene kan dræne vandet af. I våde år og i områder med meget grundvandstilstrømning kan det være nødvendigt at skære grøden tidligere end august, hvis afdræningen skal sikres. Online data for vandstand og nedbør samt vandbalanceberegninger kan nyttiggøres som beslutningsstøtte til, hvornår grødeskæringer skal gennemføres.

Den økologiske tilstand vurderet med alle tilstandselementer tilgodeses bedst ved at begrænse antallet af grødeskæringer, omfanget af grødeskæringen (andelen af vandløbsprofilen der skæres) samt ved at grødeskære sent på sæsonen (princip1-3; Figur 8.1). Overordnet set vil grødeskæringer, der gennemføres mere end én gang i løbet af planternes vækstsæson, øge risikoen for ikke at nå mål opfyldelse med DVPI (type 2 og 3 vandløb). Forudsat at skæringshyppigheden er den samme, vil påvirkningen fra selektiv skæring være mindre end påvirkningen fra den kombinerede skæring og netværks-skæringen, som igen vil være mindre end påvirkningen fra den generelle strømrendeskæring. Det skyldes, at andelen af vandløbsbunden, der skæres, bliver mindre, og at der derfor skabes flere områder i vandløbet, hvor planterne kan være upåvirkede af grødeskæring. Fuld skæring vil have den største negative effekt på natur- og miljøtilstanden. Er skæringshyppigheden ikke den samme, vil påvirkningen afhænge af en kombination af omfanget af skæringen og hyppigheden. Eksempelvis er det muligt, at en årlig skæring i fuld bredde sidst på vækstsæsonen har mindre betydning end 3 årlige skæringer i generel strømrende.

Det er vanskeligt at anbefale særlige grødeskæringsmetoder for på samme tid at sikre vandafledningsevnen og den økologiske tilstand. Det skyldes bl.a., at vandløb ikke er statiske men undergår formmæssige forandringer over tid som følge af den grødeskæringsmetode, der praktiseres. Samtidig spiller vandløbenes størrelse og fald, mængde og sammensætning af sediment, der transporteres (relateret til geologi og arealanvendelse i oplandet), plantesammensætning og vandløbets beliggenhed i terrænet en rolle for, hvor hurtigt og hvordan formændringerne sker som følge af en given grødeskæringsmetode. Formændringerne kan betyde, at strømrendeskæring eksempelvis fører til en indsnævring af tværsnitsprofilen, hvilket i nogle vandløb er sket i kombination med en samtidig, naturlig uddybning af profilen. Lokalt kendskab til vandløbene er derfor centralt i forhold til sikre det bedste valg af grødeskæringsmetode, hvor figur 8.1 kan anvendes som beslutningsstøtte i valget.



GRØDESKÆRINGSPRINCIPPER – MILJØMÅL

Nedenstående tre principper er vigtige i forhold til at nå miljømål:

- 1) Begræns antallet af grødeskæringer
- 2) Begræns andelen af vandløbsprofilen der grødeskæres
- 3) Grødeskær sent på sæsonen, så genvæksten begrænses

I type 2 og 3 vandløb er der risiko for ikke at nå miljømål ved mere end én grødeskæring årligt (DVPI). Skæres der oftere skal der efterlades refugier for at nå miljømål. Refugierne skal have permanent karakter for at en naturlig udvikling i plantesamfundene kan pågå. Grødeskæringsmetoden spiller en rolle for både kvantitet og kvalitet af disse refugier, hvilket er nærmere beskrevet i kap. 4 og 7. Metoden spiller derfor også en rolle for, hvor sandsynligt det er at nå målopfyldelse ved mere end én årlig skæring jf. punkt 2.

GS = Grødeskæring i vandløbsprofilen

Figur 8.1. Beslutningsstøtte til valg af grødeskæringsmetode i vandløb.

9 Referencer

- Armitage, P.D., Blackburn, J.H., Winder, J.M. and WRIGHT, J.F. (1994). Impact of vegetation management on macroinvertebrates in chalk streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4, 95-104.
- Asaeda, T., Rajapakse, L. & Kanoh, M. (2010). Fine sediment retention as affected by annual shoot collapse: *Sparganium Erectum* as an ecosystem engineer in a lowland stream. *River Research and Applications* 26, 1153-1169.
- Aslyng, H.C. (1980). *Afvanding i jordbruget*. Udgivet af DSR-forlag. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.
- Barton, B. A. (1977). Short-term effects of highway construction on the limnology of a small stream in southern Ontario. *Freshwater Biology* 7:99-108.
- Baxter, A.M., Johnson, L, Royer, T. & Leff, L.G. (2013). Spatial differences in denitrification and bacterial community structure of streams: relationships with environmental conditions. *Aquatic Sciences* 75, 275-284.
- Beaulieu, J., Tank, J.L. et al (2011). Nitrous oxide emission from denitrification in stream and river networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, 214-219.
- Behrendt H., Kornmilch M., Opitz D., Schmoll O. Scholz G. (2002). Estimation of the nutrient inputs into river systems – experiences from German rivers. *Regional Environmental Change*, 3, 107-117.
- Bell, N., Riis, T., Suren, A.M., Baattrup-Pedersen, A. (2013). Distribution of invertebrates within beds of two morphological contrasting stream macrophyte species. *Fundamental and Applied Limnology*, 183, 309-321.
- Berkman, H. E., and C. F. Rabeni. (1987). Effects of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 18:285-294.
- Bernot M.J. & Dodds W.K. (2005). Nitrogen retention, removal and saturation in lotic ecosystems. *Ecosystems*, 8, 442-453.
- Breuning Madsen, H., Nørr, A. og K.Aa.Holst: (1992). *The Danish Soil Classification. Atlas over Denmark I,3*. Det Kgl. Danske Geografiske Selskab. København.
- Brookes, A. (1986). Response of aquatic vegetation to sedimentation downstream from river channelisation works in England and Wales. *Biological Conservation* 38:352-367.
- Brorsen, M., & Larsen, T. (2009). *Lærebog i Hydraulik*. (2. udg.) Aalborg: Aalborg Universitetsforlag.
- By- og Landskabsstyrelsen (2008). *Grødeskæring i vandløb – juli 2008*. Vejledning.

- Baagøe J & Ravn F K (1896). Excursioner til de jydsk søer og vandløb i sommeren 1895. *Botanisk Tidsskrift* 20: 288-326.
- Baatrup-Pedersen A (2000). Planter i vandløb. Temarapport 34. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Baatrup-Pedersen A., Riis, T. og Hansen, H.O. (1998). Grødeskæring og vandplanter i danske vandløb. *Vand & Jord* 4: 136-139.
- Baatrup-Pedersen A., Skriver, J. og Wiberg-Larsen, P. (2001). Weed cutting practice and impact on trout density in Danish lowland streams. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27: 674-677.
- Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S. E., Riis, T. (2002). Long term effects of stream management on plant communities in two Danish lowland streams. *Hydrobiologia*, 481, 33-45.
- Baatrup-Pedersen, A., Friberg, N., Pedersen, M.L., Heckmann, L-H. (2003a). Grødeskæring og vandløbskvalitet. *Ferskvandsfiskeribladet*, 101(3): 52-54.
- Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S.E. & Riis, T. (2003b). Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams - influence of environmental factors and weed cutting. - *Hydrobiologia* 495, 171-179.
- Baatrup-Pedersen, A., Riis, T., Koefod, F. (2003c). Grødeskæring i Tvis Å. *Vand & Jord*, 2, 48-51.
- Baatrup-Pedersen, A.; Friberg, N.; Pedersen, M. L.; Skriver, J.; Kronvang, B.; Larsen, S. E. (2004a). Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 2004. 145 s. (Faglig rapport fra DMU, Vol. 499).
- Baatrup-Pedersen, A. & Riis, T. (2004b). Impacts of different weed cutting practices on macrophyte species diversity and composition in a Danish stream. *River Research and Applications*, 20, 103-114.
- Baatrup-Pedersen, A., Kristensen, E. A., Skriver, J., Jørgensen, J., Kronvang, B., Andersen, H. E., Hoffmann, C. C., & Wiberg-Larsen, P. (2008). Screening af referencestatus i danske vandløb. *Vand og Jord*, 15(4), 124-129.
- Baatrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Kristensen, E. A., Ejrnæs, R. (2010). Biodiversitet i vandløb – er tilbagegangen for vandaks standset? *Vand og Jord*, 17, 103-107.
- Baatrup-Pedersen, A. & Larsen, S.E. (2013). Udvikling af planteindeks i danske vandløb Vurdering af økologisk tilstand (Fase I). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 60.
<http://www.dmu.dk/Pub/SR60.pdf>
- Baatrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Larsen, S.E., Bøgestrand, B. (2014). Brug af Dansk Vandløbsplante Indeks i små danske vandløb. Verifikation af de økologiske grænseværdier for Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI) i forhold til den fælleseuropæiske interkalibrering. (Notat fra DCE). Nationalt Center for Miljø og Energi.

- Baatrup-Pedersen, A., Göthe, E., & Riis, T. 2015a. DVPI og økologisk tilstand: Karakteristik af plantesamfundene og relation til påvirkninger. 58.
- Baatrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Larsen, S. E., Bøgestrand, J. 2015b. Brug af Dansk Vandløbsplante Indeks i små danske vandløb. Verifikation af de økologiske grænseværdier for Dansk Vandløbsplante.
- Baatrup-Pedersen, A., Göthe, E., Larsen, S.E., O'Hare, M.T., Birk, S., Riis, T., Friberg N. 2015c. Plant trait characteristics vary with size and eutrophication in European lowland streams. *J Appl Ecol* 2015, 52, 16717-1628.
- Baatrup-Pedersen, A., Göthe, E., Riis, T., O'Hare, M.T. 2016. Functional trait composition of aquatic plants can serve to disentangle multiple interacting stressors in lowland streams. *Science of the Total Environment*. In press.
- Cappelen, J. og Jørgensen, B.V. (2011). Dansk vejr siden 1874 – måned for måned med temperatur, nedbør og soltimer samt beskrivelser af vejret. Teknisk rapport 11-02. www.dmu.dk/fileadmin/Rapporter/TR/tr11-02.pdf og www.dmu.dk/fileadmin/Rapporter/TR/tr11-02.zip.
- Carling, P. A., and C. P. McCahon. 1987. Natural siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels during low-flow conditions. Pages 229–244 in J. F. Craig and J. B. Kemper (eds.), *Regulated streams: Advances in ecology*. Plenum Press, New York.
- Champion P D & Tanner C C 2000. Seasonality of macrophytes and interaction with flow in a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia* 441: 1-12.
- Cline, L. D., R. A. Short, and J. V. Ward. 1982. The influence of highway construction on the macroinvertebrates and epilithic algae of a high mountain stream. *Hydrobiologia* 96: 149–159.
- Cooke, J.G. & White, R.E. (1987). Spatial distribution of denitrifying activity in a stream draining an agricultural catchment. *Freshwater Biology*, 18, 509-519.
- Cotton, J.A., Wharton, G., Bass, J.A.B, Heppell, C.M. & Wotton, R.S. (2006). The effects of seasonal changes to in-stream vegetation cover on patterns of flow and accumulation of sediment. *Geomorphology*, 77, 320-344.
- Culp, J. M., F. J. Wrona, and R. W. Davies. 1985. Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. *Canadian Journal of Zoology* 64:1345–1351.
- Davies-Colley, R. J., C. W. Hickey, J. M. Quinn, and P. A. Ryan. 1992. Effects of clay discharges on streams: 1. Optical properties and epilithon. *Hydrobiologia* 248:215–234.
- Dawson FH, Clinton EMF & Ladle M 1991. Invertebrates on weed removed during weed-cutting operations along an English river, The River Frome, Dorset. *Aquaculture and Fisheries Management* 22, 113-121.
- Doeg, T. J., and J. D. Koehn. 1994. Effects of draining and desilting a small weir on downstream fish and macroinvertebrates. *Regulated Rivers: Research and Management* 9:263–278.

Dodds W.K., Evans-White M.A., Gerlanc N.M., Gray L., Gudder, D.A., Kemp M.J. et al. (2000). Quantification of the nitrogen cycle in a prairie stream. *Ecosystems*, 3, 574–589.

Dodds W.K., Lopez A.J., Bowden W.B., Gregory S., Grimm N.B., Hamilton S.K., et al. (2002). N uptake as a function of concentration in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 21, 206–220.

Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T.E., Josefson, A., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L.W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M.D.D., Søndergaard, M., Hansen, A.S., Lundsteen, S., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B. & Levin, G. (2011). Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 sider – Faglig rapport fra DMU nr. 815.

Erman, D. C., and F. K. Ligon. (1988). Effects of discharge fluctuation and the addition of fine sediment on stream fish and macroinvertebrates below a water-filtration facility. *Environmental Management* 12:85–97.

Extence, C. A. (1978). The effects of motorway construction on an urban stream. *Environmental Pollution* 17:245–252.

Feddes, R.A. og van Wijk, A.L.M. (1976). An integrated model-approach to the effect of water management on crop yield. *Agricultural Water Management* 1: 3-20.

Fredshavn, J., Søgaard, B., Nygaard, B., Johansson, L.S., Wiberg-Larsen, P., Dahl, K., Sveegaard, S., Galatius, A., Teilmann, J. (2014). Bevaringsstatus for naturtyper og arter. Habitatdirektivets Artikel 17 rapportering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 54 s. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 98.

Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P, Howarth, R.W., Cowling, E.B., and Cosby, B.J. (2003). The nitrogen cascade. *BioScience*, 53 (4): 341-356.

Gray, L. J., and J. V. Ward. (1982). Effects of sediment releases from a reservoir on stream macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 96:177–184.

Göthe, E., Wiberg-Larsen, P., Kristensen, E. A., Baattrup-Pedersen, A., Sandin, L., & Friberg, N. (2015). Impacts of habitat degradation and stream spatial location on biodiversity in a disturbed riverine landscape. *Biodiversity and Conservation* 24: 1423-1441. DOI: 10.1007/s10531-015-0865-0.

Hansen, M.K.M. og Jensen, K.J.S. (2013). Afdræning og høstudbytter. Grundvandsdynamikkens påvirkning af udvalgte vækstfaktorer i forsøg på lerjord. Kandidatspeciale, KU.

Heckmann L-H & Friberg N (2003). Grødeskæringens effekt på smådyr i vandløb. *Vand & Jord* 10, 124-125.

Henriksen, H.J., Olsen, M. og Troldborg, L. (2013). Klimaekstremvandføring. Klimaeffekter på hydrologi og afstrømning. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Rapport 2013/9. Udgivet af Naturstyrelsen.

- Henriksen PW (1987). Fiskedrab ved grødeskæring med mejekurv. *Vand & Miljø* 3/1987, 139-140.
- Højbjerg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C.C., Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H. & Ernstsen, V. (2015). National kvælstofmodel. Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Metode rapport. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, København.
- Inwood SE, JL Tank, & MJ Bernot. (2005). The influence of land use on sediment denitrification rates in nine headwater streams within the Kalamazoo River Basin, USA. *Journal of the North American Benthological Society*. 24(2):227-245
- Iversen, H.L. & Ovesen, N.B. (1997). Vandføringsevne i danske vandløb 1976-1995. 2. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser. 56 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 218.
- Iversen T M (1988). Secondary production and trophic relationships in a spring invertebrate community. *Limnology and Oceanography* 33: 582-592.
- Iversen, T.M., Thorup, J., Hansen, T., Lodal, J. & Olsen, J. (1985). Quantitative estimates and community structure of invertebrates in a macrophyte rich stream. *Archiv für Hydrobiologie* 102: 291-301.
- Iversen, T.M., Thorup, J. Kjeldsen, K.K. & Thyssen, N. (1991). Spring bloom development of microbenthic algae and associated invertebrates in two reaches of a small lowland stream with contrasting sediment stability. *Freshwater Biology*, 26, 189-198.
- Jensen, K.J.S. (2014). Høstudbytter og plantevækstfaktorer i relation til afvandingstilstanden. 15 ECTS Pointopgave, agronomstudiet. KU.
- Jeppesen, E., Iversen, T.M., Sand-Jensen, K. & Prah, C. (1984). Økologiske konsekvenser af reduceret vandføring i Susåen – Ilt og vandkvalitetsforhold. Miljøstyrelsen, København.
- Jeppesen, E., Thyssen, N., Prah, C., Sand-Jensen, K. & Iversen, T.M. (1987). Kvælstofakkumulering og omsætning i vandløb med udgangspunkt i undersøgelser i Suså og Gryde Å. *Vand og Miljø* 3/87, 123-129.
- Kaenel, B.R., Matthaei, C.D. & Uehlinger, U. (1998). Disturbance by Aquatic Plant Management in Streams: Effects on Benthic Invertebrates. *Regulated Rivers: Research & Management* 14, 341-356.
- Karlsson, I.B., Sonnenborg, T.O. og Jensen, K.H. (2010). Hydrologiske konsekvenser af historiske og fremtidige klimatiske ændringer i Vestjylland. *Perspektiv nr. 17*: 32-39.
- Kemp, M.J. & Dodds, W.K. (2002). The influence of ammonium, nitrate, and dissolved oxygen concentrations on uptake, nitrification, and denitrification rates associated prairie stream substrata. *Limnology and Oceanography*, 47, 1380-1393.
- Kern-Hansen U (1978). Drift of *Gammarus pulex* L. in relation to macrophyte cutting in four small Danish lowland-streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20, 1440-1445.

- Kern-Hansen U. Holm, T.F. & Thyssen, N. (1980). Vedligeholdelse af vandløb. Miljøprojekter 30. Miljøstyrelsen.
- Kjeldsen, S.G. & P. Munk (2014). Ålborg deler ud af gode erfaringer med grødeskæring. Teknik og Miljø. Oktober 2014.
- Kleeberg, A. Köhler, Sukhodolova, T. & Sukhodolov, A. (2010). Effects of aquatic macrophytes on organic matter deposition, resuspension and phosphorus entrainment in a lowland river. *Freshwater Biology*, 55, 326-345.
- Kort & Matrikelstyrelsen (2011). Analyse af samfunds- og erhvervsøkonomiske konsekvenser af vandløbsindsatsen ændret vedligeholdelse. Notat udarbejdet til Naturstyrelsen. 10 s.
- Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Larsen, S.E. (2013). Redegørelse for konsekvenser af implementeringen af yderligere kvalitetselementer for målopfyldelsen i vandløb, årsager til manglende opfyldelse og forslag til hvilke virkemidler der kan forbedre tilstanden. 17 s.
- Krog C (1982). Vandløbsvedligeholdelsens indflydelse på bækørredbestanden i et lille vandløb. Stads- og havneingeniøren 7/1982, 198-200.
- Kronvang, B., Andersen H.E., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. og Hansen, K.M. (2006). Vil fremtidens klima føre til udtørrede bække, oversvømmede enge og stigende tab af næringsstoffer fra marker. ATVMøde. Klimaændringers betydning for vandkredsløbet. Helnan Marselis Hotel, 4. oktober 2006.
- Kronvang, B., Hoffmann, C.C., Svendsen, L.M., Windolf, J., Jensen, J.P. & Dørge J. (1999). Retention of nutrients in river basins. *Aquatic Ecology*, 33, 29-40.
- Kronvang, B., Laubel, A., Larsen, S.E., Andersen, H.E. & Djurhuus, J. (2005). Buffer zones as a sink for sediment and phosphorus between the field and stream: Danish field experiences. *Water Science and Technology* 51, 55-62.
- Larsen, S.E., Kronvang, B., Ovesen, N.B. & Christensen, O.B. (2005). Afstrømningens udvikling i Danmark. - *Vand & Jord* 12(1): 8-13.
- Larsen T., Frier, J.O. and Vestergaard, K.. (1990). Discharge/stage relations in vegetated Danish streams. In WR White (ed.) *Proceedings of International conference on river flood hydraulics*. Wallingford, UK, 55-62.
- Larsen, T., Vestergaard K and Frier J-O. (1990). Hydraulic aspects of vegetation maintenance in streams. XXIV IAHR-Congress, Madrid.
- Laubel, A. (2004). Delivery of suspended sediment and associated phosphorus and heavy metals to small rural Danish streams. Phd Rapport. Danmarks Miljøundersøgelser, Silkeborg.
- Laubel, A., Kronvang, B., Hald, A.B. & Jensen, C. (2003). Hydromorphological and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. *Hydrological Processes* 17, 3443-3463.

Lemly, A. D. (1982). Modification of benthic insect communities in polluted streams: Combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia* 87:229–245.

Lisle, T. E. (1989). Sediment transport and resulting deposition in spawning gravels, North Coastal California. *Water Resources Research* 25:1303–1319.

Liu, T., Xia, X., Liu, S., Mou, X. & Qiu, Y. (2013). Acceleration of denitrification in turbid rivers due to denitrification occurring on suspended sediment in oxic waters. *Environmental Science and Technology*, 47, 4053-4061.

Madsen T.V. & Cedergreen N. (2002). Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream. *Freshwater Biology*, 47, 283–291.

Madsen, J.D., Chambers, P.A., James, W.F., Koch, E.W. & Westlake, D.F. (2001). The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444, 71–84.

Manis, E., Royer, T.V., Johnson, L.T & Leff, L. G. (2014). Denitrification in agriculturally impacted streams: seasonal changes in structure and function of the bacterial community. *PLOS One*, e105149.

Moeslund B. (2007). Grødeskæring i vandløb - erfaringsopsamling af metoder, praksis og effekter. Rapport fra Orbicon A/S til Skov- og Naturstyrelsen, November 2007. 170 s.

Mulholland P.J., Helton A.M., Poole G.C., Hall R.O., Hamilton S.K., Peterson B.J. et al. (2008). Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature*, 452, 202–205.

Mulholland P.J., Tank J.L., Sanzone D.M., Wollheim W.M., Peterson B.J., Webster J.R. et al. (2000). Nitrogen cycling in a forest stream determined by a ¹⁵N tracer addition. *Ecological Monographs*, 70, 471–493.

Mulholland, P.J., Valett, H.M., Webster, J.R. & Thomas, S.A. (2004). Stream denitrification and total nitrate uptake rates measured using a field ¹⁵N tracer addition approach. *Limnology and Oceanography*, 49, 809-820.

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Thomsen, M., Hjelgaard, K., Hoffmann, L., Fauser, P., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Møller, I.S., Caspersen, O.H., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L. & Hansen, M.G. (2014). Denmark's National Inventory Report 2014. Emission Inventories 1990-2012 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 1214pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy.
<http://dce2.au.dk/pub/SR101.pdf>

Nuttall, P. M. (1972). The effects of sand deposition upon the macroinvertebrate fauna of the River Camel, Cornwall. *Freshwater Biology* 2:181–186.

Nuttall, P. M., and G. H. Bielby. (1973). The effects of china-clay waste on stream invertebrates. *Environmental Pollution* 5: 77–86.

O'Brien J.M., Dodds W.K., Wilson K.C., Murdock J.N. & Eichmiller J. (2007). The saturation of N cycling in Central Plains streams: N-15 experiments across a broad gradient of nitrate concentrations. *Biogeochemistry*, 84, 31-49.

Old G.H., Naden, P.S.; Rameshwaran, P.; Acreman, M.C.; Baker, S.; Edwards, F.K.; Sorensen, J.P.R.; Mountford, O.; Goody, D.C.; Stratford, C.J.; Scarlett, P.M.; Newman, J.R.; Neal, M. (2014). Instream and riparian implications of weed cutting in a chalk river. *Ecological Engineering* 71, 290-300.

Olesen, J.E. (2005). Climate Change and CO₂ effects on productivity of Danish agricultural systems. *Journal of Crop Improvement*, 13: 1-2, 257-274, http://dx.doi.org/10.1300/J411v13n01_12.

Olesen, J.E. (2012). Klimaændringers effekter på dansk landbrug og muligheder for tilpasninger. Rekvireret af Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Journal nr. 811571, 9 sider.

Ostergaard, T.A.S. (1999). The influence of weedcutting on the diversity of microhabitats for fish in streams. In: Seventh Internat. Symp. on the Ecology of Fluvial Fishes. 10-13 May 1999, University of Lodz, Lodz, Poland. (Abstract). Refereret i: Petr T (2000) Interactions between fish and macrophytes in inland waters – A review. FAO Fisheries Technical Paper 396.

Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Schlönsen, K., Moeslund, B. & Larsen, L.K. (2015). Afprøvning af forslag til metode til konsekvensvurdering af ændret vandløbsvedligeholdelse. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 150 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 49.

Peckarsky, B. L. (1984). Do predaceous stoneflies and siltation affect the structure of stream insect communities colonizing enclosures? *Canadian Journal of Zoology* 63:1519-1530.

Pedersen, M. L.; Baattrup-Pedersen, A.; Friberg, Nikolai. (2004). Grødeskæring rammer vandløbets organismer. *Vand & Jord*, 2, 75-78.

Pedersen, M., Baattrup-Pedersen, A., Rorth, F. R., Madsen, T., & Larsen, S. E. (2011). Short-Term impacts of weed cutting on physical habitats in lowland rivers - the importance of initial environmental conditions. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20(5), 1271-1280.

Pedersen, T.C.M., Baattrup-Pedersen, A. & Madsen, T.V. (2006). Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. *Freshwater Biology* 51, 161-179.

Peterson B.J., Wollheim W.F., Mulholland P.J., Webster J.R., Meyer J.L., Tank J.L. et al. (2001). Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science*, 292, 86-90.

Quinn, J. M., R. J. Davies-Colley, C. W. Hickey, M. L. Vickers, and P. A. Ryan. (1992). Effects of clay discharges on streams: 2. Benthic invertebrates. *Hydrobiologia* 248:235-247.

Randers Kommune (2015). Nørre Å. Kortlægning og vurdering af vandløbsvegetationen I den nedre del af Nørre Å med henblik på beslutning om den fremtidige udvikling. Udarbejdet af Orbicon for Randers Kommune.

- Richards, C., G. H. Host, and J. W. Arthur. (1993). Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshwater Biology* 29:285–294.
- Riis, T., Doods, W.K., Kristensen, P.B. & Baisner, A.J. (2012). Nitrogen cycling and dynamics in a macrophyte rich stream as determined by a ^{15}N - NH_4 release. *Freshwater Biology*, 57, 1579-1591.
- Riis T & Sand-Jensen (2006). Dispersal of plant fragments in small streams. *Freshwater Biology* 51: 274-286.
- Riis T & Sand-Jensen K (2001). Historical changes of species composition and richness accompanying disturbance and eutrophication of lowland streams over 100 years. *Freshwater Biology* 46: 269-280.
- Riis T., Sand-Jensen K. & Larsen S.E. (2001) Plant distribution and abundance in relation to physical conditions and location within Danish stream systems. *Hydrobiologia*, 448, 217–228.
- Riis T, Sand-Jensen K & Vestergaard (2000). Plant communities in lowland streams. *Aquatic Botany* 66: 255-272.
- Rosenberg, D. M., and A. P. Wiens. (1978). Effects of sediment addition on macrobenthic invertebrates in a northern Canadian stream. *Water Research* 12:753–763.
- Roussel, J.M., A. Bardonnnet, J. Haury, J.L. Bagliniere and E. Prevost (1998). Aquatic plant and fish assemblage: a macrophyte removal experiment in stream riffle habitats in a lowland salmonid river (Brittany, France). *Bull. Fr. Pech. Piscic.* 350–51: 693–709.
- Royer T.V., Tank J.L. & David M.B. (2004). Transport and fate of nitrate in headwater agricultural streams in Illinois. *Journal of Environmental Quality*, 33, 1296–1304.
- Sand-Jensen, K. (1983). Physical and chemical parameters regulating growth of periphytic communities. I: Wetzel, R.G. (red.), *Periphyton of freshwater ecosystems*, s. 63-71. Junk, Amsterdam.
- Sand-Jensen K (1997). Macrophytes as biological engineers in the ecology of Danish streams. In: K Sand-Jensen & O Pedersen (eds), *Freshwater Biology – Priorities and Development in Danish Research*. G.E.C. Gad, Copenhagen, Denmark, 74-101.
- Sand-Jensen K (1998). Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology* 39: 663-679.
- Sand-Jensen K (2003). Drag and reconfiguration of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 48: 271-283.
- Sand-Jensen K (2008). Drag forces on common plant species in temperate streams: consequences of morphology, velocity and biomass. *Hydrobiologia* 610: 307-319.

- Sand-Jensen K. og Lindegaard C. (2004). *Ferskvandsøkologi*. København: Gyldendal, 2004. 312 s.
- Sand-Jensen K. & Madsen T.V. (1992). Patch dynamics of the stream macrophyte *Callitriche cophocarpa*. *Freshwater Biology*, 27, 277–282.
- Sand-Jensen K. & Mebus J. (1996). Fine-scale patterns of water velocity within macrophyte patches in streams. *Oikos*, 76, 169–180.
- Sand-Jensen K & Pedersen O (1999). Velocity gradients and turbulence around macrophyte patches in streams. *Freshwater Biology* 42: 315-328.
- Sand-Jensen K., Riis, T., Vestergaard, O. & Larsen S.E. (2000). Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. *Journal of Ecology* 88: 1030-1040.
- Sand-Jensen K., Andersen K. & Andersen T. (1999). Dynamic properties of water velocity within macrophyte patches in Danish lowland streams. *Freshwater Biology*, 123, 283–293.
- Sand-Jensen K, Andersen K & Andersen T (1999). Dynamic properties of recruitment, expansion and mortality of macrophyte patches in streams. *International Revue of Hydrobiology* 8: 97-508.
- Sand-Jensen K, Borg D & Jeppesen E (1989a). Biomass and oxygen dynamics in the epiphyte community in a Danish lowland stream. *Freshwater Biology* 41: 431-443.
- Sand-Jensen K, Friberg N & Murphy J (eds) (2006). *Running Waters*. National Environmental Research Institute, Denmark. 160 p.
- Sand-Jensen K, Jeppesen E., Nielsen K, van der Bijl L, Hjermand A-L, Wiggers W & Iversen T M (1989b). Growth of macrophytes and ecosystem consequences. *Freshwater Biology* 22: 15-32.
- Schjønning, P., Heckrath, G. and Christensen, B.T. (2009). Threats to soil quality in Denmark: A review of existing knowledge in the context of the EU soil thematic strategy. DJF report Plant Science no. 43, Aarhus University. 121.
- Sear, D. A. (1993). Fine sediment infiltration into gravel spawning beds within a regulated river experiencing floods: Ecological implications for salmonids. *Regulated Rivers: Research and Management* 8:373–390.
- SEGES (2015). *Dansk Markdræningsguide*. SEGES, 49 p.
https://www.landbrugsinfo.dk/planteavl/draening/sider/pl_15_2054_b1_draenguide.pdf
- Shapley, S. P., and D. M. Bishop. (1965). Sedimentation in a salmon stream. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 22:919–929.
- Simon K.S. & Benfield E.F. (2002). Ammonium retention and whole-stream metabolism in cave streams. *Hydrobiologia*, 482, 31–39.
- Simon K.S., Niyogi D.K., Frew R.D. & Townsend C.R. (2007). Nitrogen dynamics in grassland streams along a gradient of agricultural development. *Limnology and Oceanography*, 52, 1246–1257.

- Simonsen et al. (2016). Grødeskæring i danske vandløb: Effekter på vandstand og plantegenvækst. *Aktuel Naturvidenskab*.
- Skov- og Naturstyrelsen (2007a). Grødeskæring i vandløb – erfaringsopsamling af metoder, praksis og effekter.
- Skov- og Naturstyrelsen, (2007b). Udarbejdelse af vandløbsregulativer.
- Smith, L.K., Voytek, M.A., Böhlke, J.K. & Harvey, J.W. (2006). Denitrification in nitrate rich streams: application of N₂:Ar and 15N-tracer methods in intact cores. *Ecological Applications* 16, 2191-2207.
- Sode A (1997). Effekt af strømrendeskæring på vandføringsevne og mængde af grøde i Ringe Å. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen.
- Stelzer R.S., Bartsch L.A., Richardson W.B. & Strauss E.A. (2011). The dark side of the hyporheic zone: and its processing in stream sediments. *Freshwater Biology*, 56, 2021–2033.
- Styczen, M., S. Hansen, C.T. Petersen og P. Abrahamsen (2016). Samspil mellem vandstand i vandløb og de omliggende dyrkede arealer. Baggrundspapir til Udredning om Grødeskæring (Naturstyrelsen). Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet. 39 s.
<http://plen.ku.dk/myndighedsbetjening/>.
- Svendsen, L.M. & Kronvang, B. (1993). Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system: implications for the export from the watershed. *Hydrobiologia*, 251, 123-135.
- Svendsen, L.M., Kronvang, B., Laubel, A.R., Larsen, S.E. & Andersen, B. (1998). Phosphorus retention in a Danish lowland river system. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26, 956-962.
- Søholm, M. K. & B. H. Jensen. (2003). Ørredens (*Salmo trutta* L.) krav til de fysiske forhold i store vandløb med speciel vægt på yngelstadiet. – Habitatsundersøgelse, sammenfatning af eksisterende viden og anbefalinger til forbedring af ørredbestande på udvalgte åstrækninger. Specialrapport, 2. version. Biologisk Institut. Odense Universitet (SDU).
- Søndergaard M., Kronvang, B., Pejrup, M. & Sand-Jensen, K. (2006). Vand og vejr om 100 år. Klimaforandringer og det danske vandmiljø. Hovedland.
- Thyssen, N. Erlandsen, M. Kronvang, B. & Svendsen, L.M. (1990). Vandløbsmodeller – biologisk struktur og stofomsætning. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C10. Miljøstyrelsen, København.
- Turnpenny, A. W. H., and R. Williams (1980). Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system. *Journal of Fish Biology* 17:681–693.
- Van Nieuwenhuysse, E. E., and J. D. LaPerriere. (1986). Effects of placer gold mining on primary production in subarctic streams of Alaska. *Water Resources Bulletin* 22:91–99.

- Wagner, R. (1984). Effects of an artificially changed stream bottom on emerging insects. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 22:2042-2047.
- Wagner, R. (1989). The influence of artificial stream bottomsiltation on Ephemeroptera in emergence traps. *Archiv für Hydrobiologie* 115:71–80.
- Wall, L.G., Tank, J.L., Royer, T.V. & Bernot, M.J. (2005). Denitrification in a Midwestern agriculturally-influenced reservoir. *Biogeochemistry*, 76, 85-111.
- Walling, D.E., Owens, P.N., Cartera, J., Leeks, G.J.L., Lewis, S., Meharg, A.A. & Wright, J. (2003). Storage of sediment-associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems. *Applied Geochemistry*, 18, 195-220.
- Webster J.R. & Valett H.M. (2006). Solute dynamics. In: *Methods in Stream Ecology* (Eds F.R. Hauer & G.A. Lamberti), pp. 169–187, Academic Press, London, U.K.
- Veraat, A.J., Audet, J., Dimitrov, M.R., Hoffmann, C.C., Gillissen, F. & de Klein, J.J. (2014). Denitrification in restored and unrestored Danish streams. *Ecological Engineering*, 66, 129-140.
- Wiberg-Larsen P., Petersen, S., Rugaard, T., & Geertz-Hansen, P. (1994). Bedre vandløbspleje giver flere fisk. *Vand & Jord* 1: 263-265.
- Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Bøgestrand, J., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E. A., Larsen, S.E., Thodsen, H., Ovesen, N. B., Hansen, R.B., Kronvang, B., Kjeldgaard, A. (2013). *Vandløb 2012: NOVANA*. Silkeborg: DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, 2013. 84 s.
- Willby, N.J., Abernethy, V.J., Demars, B.O.L. (2000). Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biol* 2000, 43: 43-74
- Wollheim W.M., Peterson B.J., Deegan L.A., Hobbie J.E., Hooker B., Bowden W.B. et al. (2001). Influence of stream size on ammonium and suspended particulate nitrogen processing. *Limnology and Oceanography*, 46, 1–13.
- Wood, P. J., and G. E. Petts (1994). Low flows and recovery of macroinvertebrates in a small regulated chalk stream. *Regulated Rivers: Research and Management* 9:303–316.
- Wright, J. F., and A. D. Berrie (1987). Ecological effects of groundwater pumping and a natural drought on the upper reaches of a chalk stream. *Regulated Rivers: Research and Management* 1:145–160.
- Østergaard, T. A. S. (2000). Korttidseffekter af grødeskæring i juli/august på bestand og mikrohabitatvalg for bækørreden (*Salmo trutta f. fario*). Speciale-rapport, Biologisk institut, Odense Universitet (SDU).

[Tom side]

FAGLIG UDREDNING OM GRØDESKÆRING I VANDLØB

Denne rapport er en faglig udredning om grødeskæring i danske vandløb udarbejdet af en arbejdsgruppe bestående af forskere fra København, Aalborg og Aarhus Universitet under ledelse af DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi. I Danmark er der ca. 70.000 km vandløb, hvor ca. 28.000 km er omfattet af naturbeskyttelsesloven og heraf er ca. 19.000 km vandløb medtaget i det foreliggende udkast til vandområdeplaner 2015-21, for hvilke der er sat bindende miljømål. De resterende 42.000 km er små vandløb, hvortil der hovedsageligt er knyttet afvandingsmæssige interesser. Rapporten sammenfatter den eksisterende, publicerede viden om effekter af grødeskæring på afvanding, på vandløbsplanter, smådyr og fisk i vandløbene og på udvalgte miljøforhold.