



AALBORG UNIVERSITET

Vurdering af Aalborg-metodens effekt på vandløbsinvertebrater

Anne Scheving Nielsen

Biologi - speciale



(Blank side)

Titelblad

Titel:

Vurdering af Aalborg-metodens effekt på
vandløbsorganismer

Projekt:

Speciale

Periode:

4/7-2016-10/6-2017

9.-10. semester

Uddannelsessted:

Aalborg Universitet

Forfatter:

Anne Scheving Nielsen

Vejleder:

Morten Lauge Pedersen

Vandrammedirektivet kræver at danske vandløb har en god økologisk tilstand. Forskellige metoder er udviklet til at forbedre grødeskæring, så den negative påvirkning på vandløbets organismer mindskes. I dette projekt blev forskellige metoders effekt på vandløbets organismer undersøgt igennem DVFI.

Her blev det observeret, at Aalborg-metoden er effektiv i vandløb, som har en naturlig udformning. Restaurering af vandløb har stor effekt på den økologiske tilstand, og ved Aalborg-metoden har der været observeret forbedringer i udformningen. Derved kan det forventes, at Aalborg metoden, igennem fysisk forbedring, yder en mindre negativ effekt på vandløbets organismer end andre metoder.

Sidetal: 89

Afleveringsdato: 10/6-2017

(Blank side)

Forord

Dette projekt er udarbejdet af en specialestuderende i biologi ved det Tekniske Naturvidenskabelige Fakultet på Aalborg Universitet. Projektet er udarbejdet i perioden d. 04/07-2016 til d. 10/06-2017.

I rapporten anvendes Harvard-metode i forbindelse med kildehenvisninger. I teksten refereres en kilde ved [efternavn, år], som henviser til referencelisten, som er opdelt alfabetisk.

I forbindelse med udarbejdningen af projektet, vil jeg rette en stor tak til min vejleder Morten Lauge Pedersen for inspiration, guide og konstruktiv vejledning. Yderligere vil jeg takke Anette Baattrup-Pedersen (Århus Universitet) for vejledning omkring Aalborg-metoden.

Anne Scheving Nielsen

(Blank side)

Abstract

Streams in Denmark as been edited, channeled and deepened for centuries. This have reduced the environment in the streams. The task of the streams is to drain water from fields and minimize the risk of floods. In order to ensure efficient discharging of water, maintenance was carried out in form of excavations and weed cutting. Removing the water plants reduces resistance in the streams while the water level drops. The problem of weed cutting is that it promotes the growth of individual plants while removing habitats for fish and invertebrates. In addition, by frequent cutting, a migration is not possible for those species that couldn't survive the weed cutting. The consequence of rough maintenance is that the ecological state in the Danish streams is impaired.

Danish legislation has through several plans tried to reduce the negative effect of maintenance in streams. In 2000 EU adopted The Water Frame Directive, which required all Danish streams to be in a good ecological state. This meant an improvement of the streams current conditions, and thereby an new focus on improvement of the methods of weed cutting. Regulation were made for all major streams, which described how the maintenance of the individual streams should be carried out.

In Aalborg, the Aalborg-method was developed to improve the conditions of Lindenberg Å in Northern Jutland. The Aalborg-method is performed by cutting a narrow meandering flow channel all the way to the bottom and by frequent repetitions. By cutting all the way to the bottom, the rate of regrowth decreases and allows the flow to remove all small particles on the bottom and leaves a varied rock and gravel bottom. By cutting a narrow flow channel and cutting weed often, ensures a constant and safe discharge of water.

In this project, DVFI (Danish Streams Fauna Indeks) was performed in six different streams to investigate the effects of different weed cutting methods. It was observed that the new Aalborg-method has a low negative effect on the ecological state in streams that has a natural design. In addition, it was found that the method with the least impact was where no cuts were made.

Based on the results, it could be concluded that the Aalborg-method achieves the best effect if the stream has a natural design. Therefore, several streams in Denmark should be restored to ensure a good physical condition. It is expected that by improving the physical conditions, the biological conditions will also be improved. In addition, no weed cutting should be performed on stretches where there are no need for water discharge. The stretches where there are a need for water discharge can be advantageously cut according to the Aalborg-method as it has a low impact on the biological state.

Indholdsfortegnelse

Titelblad	2
Forord.....	4
Abstract	6
1. Indledning	10
1.2 Problemformulering	11
2. Vandløbets fysik	13
2.1 Vandløbets morfologi	14
2.2 Opland og randzoner.....	15
2.3 Strøm, vandløbets fald og vandføring.....	17
2.4 Temperatur og lys	19
3. Vandløbets kemi	22
3.1 Iltindhold.....	22
3.2 Kuldioxid	25
3.3 pH.....	26
3.4 Forurening.....	27
4. Vandløbets biologi	30
4.1 Vandløbets planter	30
4.1.1 Vandplanters tilpasning.....	32
4.1.2 Typer af vandplanter	34
4.2 Vandløbets invertebrater	36
4.2.1 Invertebraters tilpasning.....	37
4.2.2 Nøglearter.....	39
5. Lovgivning vedrørende vandløb	40
5.1 Vandmiljøplan I	40
5.2 Vandmiljøplan II.....	41

5.3 Vandrammedirektivet.....	41
5.4 Vandmiljøplan III.....	42
5.5 Vandområdeplanerne	42
6. Grødeskæring	43
6.1 Metoder	43
6.1.1 Generel strømrendeskæring	44
6.1.2 Netværksskæring.....	44
6.1.3 Kombineret strømrendeskæring	45
6.1.4 Brinkskæring	45
6.1.5 Selektiv grønnskæring.....	45
6.1.6 Fuldskæring.....	45
6.1.7 Minimal eller ingen grønnskæring	46
6.2 Aalborg-metoden	46
7. Vandløb.....	48
7.1 Lindenberg Å.....	48
7.2 Skibsted Å.....	48
7.3 Østerå	49
7.4 Binderup Å.....	49
7.5 Sønderup Å	50
7.6 Dybvad Å.....	50
8. Materialer og metode	51
8.1 DVFI	51
8.1.1 Udførelse af DVFI	51
8.2 Stationer	53
8.2.1 Lindenberg Å	54
8.2.2 Skibsted Å.....	55

8.2.3 Østerå	56
8.2.4 Binderup Å	57
8.2.5 Sønderup Å	58
8.2.6 Dybvad Å	59
9. Resultater	60
9.1 Lindenberg Å	60
9.2 Skibsted Å	63
9.3 Østerå	65
9.4 Binderup Å	68
9.5 Sønderup Å	71
9.6 Dybvad Å	73
10. Diskussion	76
10.1 DVFI-resultater	76
10.1.1 Lindenberg Å	76
10.1.2 Skibsted Å	77
10.1.3 Østerå	78
10.1.4 Binderup Å	78
10.1.5 Sønderup Å	79
10.1.6 Dybvad Å	80
10.1.7 Vurdering af resultater	80
10.2 Vurdering af grødeskæring	81
10.2.1 Vurdering af Aalborg-metoden	82
11. Konklusion	84
Referenceliste	85
Bilag	89

1. Indledning

Ud af den globale vandmasse, findes 4,1 % i kontinenternes grundvand, søer og vandløb. Vandet har en kort opholdstid i vandløbene på omkring 12 dage. Vandet transporteres mellem de forskellige magasiner gennem nedbør, fordampning eller direkte udløb. Kontinenter modtager en større mængde vand via nedbør end der fordampes, og overskuddet herfra udløber ofte igennem vandløb ud til havet [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Sand-Jensen, 2013]. I Danmark findes der ca. 64.000 km af vandløb, hvor af 1000 km af disse findes i naturlig ureguleret tilstand [Sand-Jensen, 2013].

I et naturligt vandløbssystem starter de små kildebække ud fra kilder, og efter lidt samles de små bække til at stadigt større vandløb. Før i tiden skar små og store vandløb igennem landskabet, og vandløbet bestod af små og store mæandrere. I løbet af de sidste 150 år er der sket store forandringer i vandløbets udformning og vej igennem landskabet, som hovedsageligt skyldes udviklingen af by og landbrug [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Den danske lovgivning bestemte for flere århundrede siden, at vandløbenes vigtigste funktion var, at føre vandet fra land og ud til havet. Derfor maksimerede man vandløbenes funktion, for at sikre vandafledningen, ved at uddybe og udrette alle store vandløb. For at kunne udnytte jorden til udvidelse af byer og landbrug, valgte man, at kanalisere de større vandløb og rørlægge de mindre vandløb. Det skønnes, at omkring 80 % af de mindre vandløb i de bynære områder er rørlagte. En del af de mindre vandløb i landbruget er også rørlagt, for at kunne udnytte pladsen effektivt til landbrugsdrift. Rørlægningen af vandløbene havde stor påvirkning på tilstanden i vandløb, da det forringede alt plante- og dyreliv. De regulerede vandløb opnår en svag variation i strømforholdene, ensartede bundforhold og hvis bundsubstratet hovedsageligt er sand, kan der ske kraftig sandvandring. Disse forhold skaber dårlige levesteder for dyr, og fjerner standpladser for større fisk, hvilket betyder, at fiskebestanden mindskes og består af mindre fisk [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Den fysiske ændring i vandløbene skabte en forringelse af vandmiljøet og påvirkede de organismer som fandtes i vandløbene. Yderligere blev vandløbenes tilstand forringet af forurening, hvor udledning steg grundet udviklingen i industri, by, spildevand og landbrug. Vandløbene blev stærkt påvirket af gifte og organisk materiale, og i 1973 udkom Miljøbeskyttelsesloven, da man begyndte at tænke over tilstanden i miljøerne. I 1980'erne og 1990'erne kom der fokus på miljøet i vandløbene [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004], og i 1982 udkom Vandløbsloven, som skulle sikre,

at vedligeholdelsen af vandløbene levede op til visse miljømæssige krav [Iversen & Ovesen, 1997]. Siden da har tilstanden i ferskvandsmiljøerne været under stor fokus, og der er sket meget inden for lovgivningen og udvikling af vedligeholdelsen, som skal sikre at der findes en god økologisk tilstand i de danske vandløb. I de seneste år er der udført mange naturgenopretningsprojekter, hvor der blandt andet er udført genslyngning af vandløb og åbning af rørlagte vandløb [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Vandløbsloven skulle sikre, at vandløbene kunne aflede vand samtidig med at der blev taget hensyn til miljøtilstanden. For at sikre en god afledning, blev der udarbejdet regulativer til alle større vandløb, som beskrev hvordan afledningen af vand kunne holdes optimal. Dette skulle ske igennem vedligeholdelse af vandløbene, som kunne bestå af opgravning og uddybning af vandløbsbunden, slåning af vegetationen langs brinker og grødeskæring. Vandløbets planter skaber modstand mod strømmen, hvorved vandet staves og vandstanden stiger. Den øgede vandstand ligger drænrørene under vand, og dermed bremses afledningen af vandet fra markerne, hvilket kan resultere i oversvømmelser. Grødeskæring var derfor afgørende for at sikre konstant vandafledning [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Grødeskæring har medført problemer i vandløbene, da planterne har en stor indflydelse på vandløbet fysiske og biologiske tilstand. Fjernelse af planterne fremmer arter, som har deres vækstpunkt nær basis, såsom arter af pindsvineknop. Derfor ses der en forringelse af planternes diversitet, som påvirker fiske- og smådyrslivet [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Der findes forskellige metoder af grødeskæring, som har forskellige effekter på afledningen af vand og på den biologiske tilstand. Aalborg-metoden blev udviklet for, at fremme den biologiske tilstand i vandløb, med henblik på, at opnå kravene fra Vandrammedirektivet om, at vandløb skal have en god økologisk tilstand [Aalborg Kommune (A), 2017].

1.2 Problemformulering

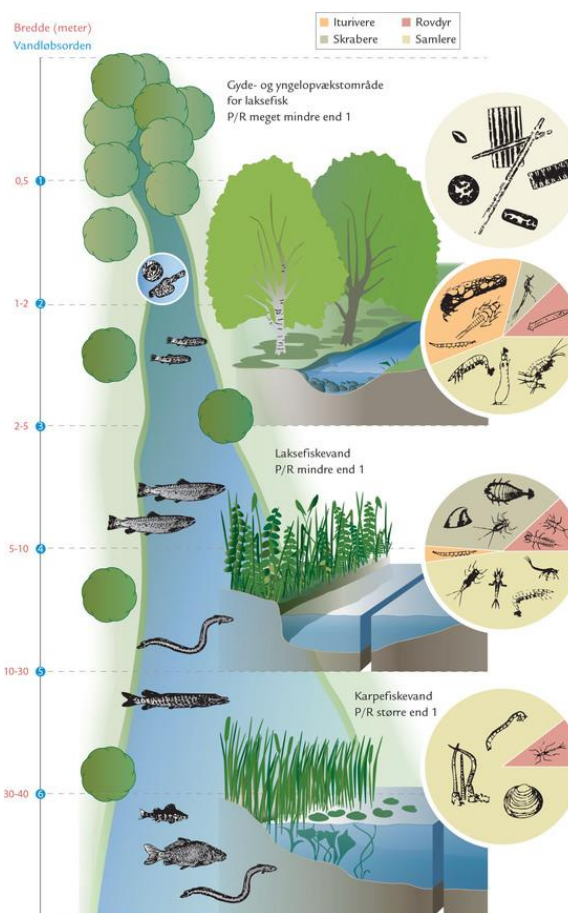
I Danmark udføres der vedligeholdelse i vandløb for, at sikre vandafledning fra landbrugsarealer. En metode for at vedligeholde afledningen er grødeskæring. Grødeskæring har dog vist, at have en negativ effekt på vandløbenes biologiske tilstand, og derfor har man udviklet forskellige metoder af grødeskæring. I dette projekt vil en række vandløb, som har været udsat for forskellige

grødeskæringspraksis, undersøges. Her vil udføres DVFI for, at undersøge den økologiske tilstand, og herudfra vurderes om Aalborg-metoden har positiv effekt på den biologiske tilstand.

2. Vandløbets fysik

Et idealvandløb beskriver et generelt mønster for et vandløb, som beskriver de skiftende karakterer vandløbet har fra dets udspring til udløb. Her tages der udgangspunkt i, at vandløbet starter højt over havets overflade, har et højt fald samt at vandløbet er smalt [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004]. Dette betyder, at her sker stor erosion som danner en bund af sten. De små bækvandløb vil være overskygget af træer, men med tiden vil vandløbene blive så brede, at træerne ikke længere vil kunne skygge dem. Det betyder, at vandløbet nu kaldes en å, og sedimentet begynder at varieres mellem sten og grus, og organisk stof og sand. Når vandløbet opnår en størrelse og dybde, så lyset ikke længere kan nå bunden, og dermed vokser der kun planter i det lave vand ved bredden, er der tale om at idealvandløbet er blevet til en flod. Her vil bundens materialer igen varieres, men den kraftige strøm vil ofte føres de indre partikler med sig [Sand-Jensen, 2013].

Med tiden som vandløbet nærmere sig havet, jo mindre vil faldet blive. Det sker samtidigt med at der tilføjes flere tilløb til vandløbet, og det får et større opland. Vandløbet vil blive bredere og dybere for at kunne transportere den øgede mængde vand [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].



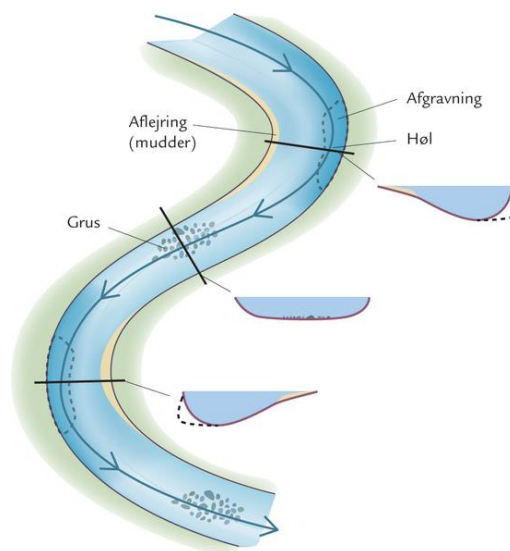
Figur 2.1: Illustration af idealvandløbet. Her ses fordelingen af kilden, bækken, åen og floden. Dertil ses fordelingen af smådyr i de forskellige sektioner, samt plantefordelingen [Sand-Jensen, 2013]

I dag er de fleste af danske vandløbs forløb kraftigt forandret, da ca. 90% af alle vandløb er rettet ud. Vandløbene har ikke det store fald i begyndelsen og bunden er sandet. De fleste af vandløbene begynder ofte i en grøft eller drænrør og er nogle steder lagt i lige kanaler. Da man rettede vandløbene ud, afkortede man dem og gav dem et større fald, og på den måde kunne man hurtigere aflede vand fra marker, dræn eller bebyggelse, samtidig med at man kunne dyrke landbrug helt op til vandløbet. Det betød dog, at der ikke længere kunne opmagasinere vand i vådområder, såsom fugtige enge og moser, omkring vandløbet. Ved at fjerne muligheden for at opmagasinere vand

samt øge vandafledningen, har det øget risikoen for oversvømmelser på nedstrøms strækninger i de perioder med meget nedbør. Oversvømmelseshændelser kan føre til forurening, erosion af bundsedimenter samt udtynding af faunaen. Mennesket har dertil også fjernet mange af træerne omkring vandløbene, da jorden skulle bruges til landbrug, hvilket gjorde mange vandløb lysåbne. Alle disse ændringer af vandløbets fysiske udformning har stor betydning for vandets kemi og organismernes tilværelse [Sand-Jensen, 2013].

2.1 Vandløbets morfologi

Vandløbets morfologi bestemmes af vandets strømning, hvis det ikke ændres af mennesker. Vandets energi kan erodere materiale fra siderne og bunden, hvorefter materialet aflejres længere nede af vandløbet. Det vil med tiden skabe et slynget forløb, ved dannelse af mæanderbuer. Afstanden mellem mæanderne er typisk mellem 10-14 gange bredden på vandløbet [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004]. Vandløbet er ofte lige eller svagt mæandreret tæt på kilden, men længere nede af vandløbet, i takt med at der tilføres mere vand og dermed en større kraft, vil slyngningerne blive større. Yderst i svinget vil der, grundet stærk strøm, ske dannelse af dybe områder (høller), hvor der inderst i svinget vil ske aflejringer med fint materiale, da der her findes et mindre fald og svag strøm. Mellem høller findes der lavvandede områder med en bund af grus eller sten (stryg), som har et stort fald og hurtig strøm [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Frier, 2006; Sand-Jensen, 2013]. Denne variation i substrater i bunden samt variation i dybden og strømhastigheden, skaber optimale forhold for et mangfoldigt plante- og dyreliv [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].



Figur 2.2: Illustration af et slynget vandløb. Her ses strømmens bevægelse, vandløbstværsnittet og bundmaterialerne [Sand-Jensen, 2013].

Undergrundens geologi har også stor betydning for udformningen af vandløbet. Hvis der eventuelt sker ændringer i terrænet eller i undergrunden, kan det skabe afvigelser fra idealvandløbet. Dette kan eksempelvis skabe indskudte søer. Undertiden kan det også ske, at mæanderbuer afskæres, ved at vandet bryder igennem jorden for en mere direkte vej, og derved dannes en sø [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

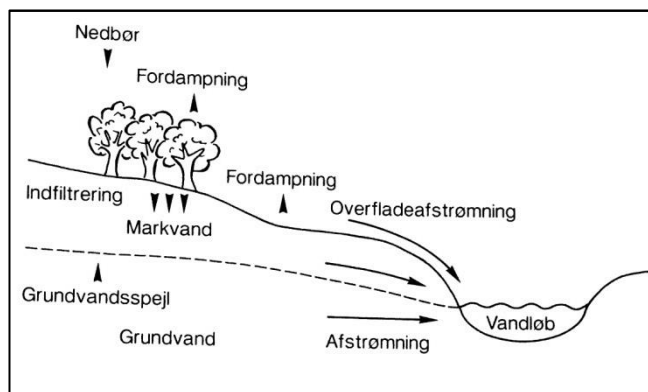
Vandløbenes sedimenter kan inddeles i to kategorier; finkornede kohæsive materialer (ler, mudder, dynd og silt) og grovkornede friktionsmaterialer (sand, sten og grus). For at materialerne kan komme i bevægelse, skal den kritiske forskydningsspænding for erosion, overskrides. Dette betyder, at vandet skal have en hastighed på 20-25 cm s⁻¹, før at sandmaterialer bevæger sig. Hvis strømhastigheden når under de 20-25 cm s⁻¹, vil flytningen af sandkornene stoppe, og der vil dannes alge- og bakteriebelægnings på bunden. Dette vil betyde at der dannes organisk stof og bunden vil blive dyndet og sort. For de finkornede kohæsive materialer varierer den kritiske forskydningsspænding meget, da den kan både være større og mindre end værdien for sandmaterialer. Dog vil de kohæsive materialer, efter erosion, ofte blive transporteret langt ned ad vandløbet, da de kun langsomt sedimenteres igen [Larsen, 2014]. Vandløbets sediment i de øverste vandløb består af grovkornede materialer, mens der vil findes flere finkornede materialer længere ned ad vandløbet [Frier, 2006]. Længere ned igennem vandløbet begynder fint materiale at ligge langs kanterne, mens der midt på vandløbsbunden findes et grovere materiale, såsom sand, sten og grus. Vegetation langs kanterne er med til at opsamle fine materiale [Sand-Jensen, 2013].

2.2 Opland og randzoner

Oplandet er det omkringliggende land, hvor et vandløb modtager vand fra. Vandløbet kan både modtage fra det topografiske opland (afstrømning fra landoverfladen) og grundvandsoplandet.

Afstrømningen fra det topografiske opland består ofte af den nedbør, som ikke er sivet ned i jorden eller fordampet (se figur 2.3) [Frier, 2006]. Generelt ses der en moderat forskel i afstrømning af vand imellem årstiderne. Der er en mindre grad forskel i nedbørsmængden, men forskellen ligger i fordampningsgraden. Derfor

ses der ofte størst afstrømning til vandløbene om vinteren og det tidlige forår. Dette afhænger dog af lokaliteten [Frier, 2006]



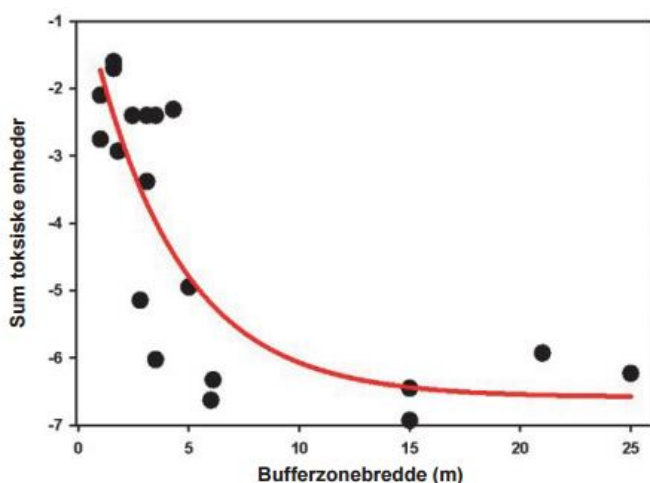
Figur 2.3: Illustration over vandets bevægelse mellem atmosfæren, jord og vandløbet. Markvand, grundvand og overfaldevand afstrømmer til vandløbet [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Vandløb påvirkes af den store kontaktoverflade, som det har med det omkringliggende land, da det får en stor tilførsel af opløste ioner og organisk stof herfra. Grundet denne store kontaktoverflade

ser man ingen ionfattede vandløb. Koncentrationen af opløste organiske stoffer afhænger af mængden af overfladevand eller drænvand som vandløbet modtager. Hvis der er tale om et skovvandløb, kan stofomsætningen være baseret på blade og andre opløste organiske stoffer fra den omkringliggende skov [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

For at begrænse mængden af forurening fra oplandet, har man udlagt områder omkring vandløbene, såkaldte randzoner. I 2012 lavede regeringen Vandplanerne, som etablerede udyrkede randzoner på 10 m omkring søer over 100 km² og langs vandløb, som skabte 50.000 hektar randzoner [Baattrup-Pedersen *et al.*, 2013; Kronvang, 2013]. I januar 2016 valgte Folketinget at ophæve randzonenloven, så at landmænd ikke længere var forpligtet til at have randzoner omkring vandløb og søer [Landbrugs- og Fiskeristyrelsen (A), 2017]. Man opfordrede landmand til at anvende de gamle randzoner til MFO-randzoner. Landmænd skal have miljøfokusområder (MFO), som fylder 5% af deres omdriftsareal, hvis deres omdriftsareal i alt er over 15 hektar og hvis de er ikke-økologiske, for at modtage støtte [NaturErhvervstyrelsen, 2016]. En MFO-randzone består af eventuelle 2 m bræmmer, som er påkrævet fra vandløbsloven, og 7 m randzone. Hvis der ikke er krav om 2 m bræmmer, så dækker randzonen alene de totale 9 m [Landbrugs- og Fiskeristyrelsen (B), 2017].

Udlægning af randzoner har stor gavn for naturen. Randzonerne hjælper med at bremse udledningen af kvælstof, fosfor, pesticider med mere ud i søer, vandløb og fjorde. Ved at mindske forureningen med næringsstoffer og sprøjtegifte, vil man forbedre vilkårene i vandmiljøerne. Men udover at mindske forureningen, giver randzoner også mulighed for at lade naturen udvikle sig og få større diversitet [Baattrup-Pedersen *et al.*, 2013].



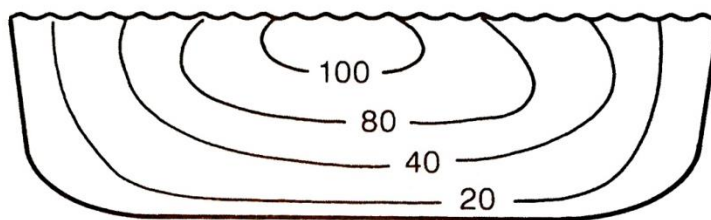
Figur 2.4: Grafen viser effekten af udyrket randzone omkring vandløb. Det ses, at den samlede giftighed af sprøjtemidler aftager med bredden af randzonen. Giftigheden er over for smådyr [Baattrup-Pedersen *et al.*, 2013].

2.3 Strøm, vandløbets fald og vandføring

Den kraft, som driver strømmen i vandløbene, er tyngdekraften. Kraften, som vandet påvirkes af, er proportional med vandløbets fald. Derfor er vandløbets fald en afgørende faktor, da den styrer strømhastigheden og dermed sedimenttransporten. Det betyder, at faldet også er en vigtig faktor for de miljømæssige forhold og dermed vigtig for vandløbsorganismene [Larsen, 2014]. Vandløbets fald er størst nær kilden og vil mindskes ned ad vandløbet [Frier, 2006].

Vandløb har en stadig ensrettet strøm, dog varierer hastigheden og strømmens retning i et givet punkt hele tiden, hvilket kaldes turbulens. Vandløb betragtes som stoffers transportvej fra land til søer og havet. Den ensrettede vandstrømning skaber en varig stoftransport gennem vandløbet. Vandløbets fastsiddende organismer kan derfor udnytte stofferne i vandet uden aktiv indsats, såsom dyrenes iltoptagelse og filtering, og planternes ionoptagelse [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Sand-Jensen, 2013].

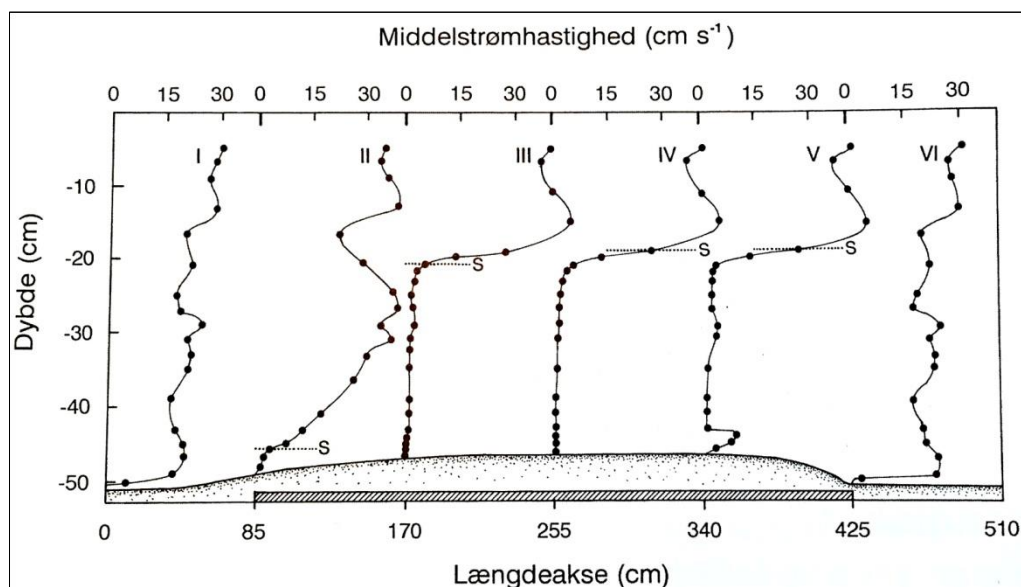
Strømhastigheden varierer i vandløbstværsnittet, blandt andet aftager hastigheden mod bunden og ud mod siderne (se figur 2.5). Dette skyldes, at vandets hastighed sænkes af friktion. Derudover skaber makrofyter en stor modstand, som får strømhastigheden til at falde brat ved kanten af bevoksning. I tætte bestande af planter, som har mange blade og skud, falder strømhastigheden ned til



Figur 2.5: Strømhastigheden (cm s^{-1}) i et vandløbstværsnit på en lige strækning. Her ses det, at strømhastigheden aftager ud mod kanterne og ned mod bunden [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

10-20 % af strømhastigheden udenfor bevoksningen. Bevoksninger af planter med lange strømlinede blade, vil være mere åbne og derfor ikke skabe samme modstand som de tætte bevoksninger. Her vil strømhastigheden falde til omkring 30-80 % af strømhastigheden udenfor. Inde i bevoksningen vil sedimentet være i strømlæ, og her vil der aflejres fint sediment, som er rigt på næringsstoffer og organisk materiale. For at opveje denne nedsættelse i strømhastighed inde i plantebevoksningen, vil strømhastigheden omkring og over bevoksningen øges (se figur 2.6). Her vil fint bundmateriale eroderes, og der dannes en grov sten- og grusbund. Samtidigt vil vandstanden typisk stige. I vandløb med spredte bevoksninger, er strømhastigheden og bundforholdene varierende. Ved at have spredte plantebevoksninger, kan der skabes fysisk variation i vandløbet, også i relativt rette vandløb. Denne variation er med at skabe variation i dyrelivet. Dog kræves det

at vandløbet vokses til med planter, så der ikke findes variation i strømhastigheden [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].



Figur 2.6: Strømhastigheden over en planteø. Planteøen overflade er markeret med vandrette streger med mærket S. Position I viser strømhastigheden i vandløbet inden kontakt med planteøen. Position II-V viser strømhastigheden langs længdeaksen af planteøen. Position VI viser strømhastigheden nede for planteøen. Her ses det hvordan planteøen sænker strømhastigheden, mens strømhastigheden over planteøen øges [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Faste overflader, så som store sten, skaber også modstand i vandet. Strømmen vil tvinges op over sten, og vil få strømmen til at accelerere. Samtidig vil der skabes strømlæ bag stenene [Sand-Jensen, 2013].

Hastigheden vil falde ind mod faste overflader (planter, dyr og bunden), og hastigheden er nul i direkte kontakt med overfladen. Det skyldes at der dannes en tynd hinde af stillestående vand, som kun er nogle molekylers tykkelse. Over denne hinde kan der eksistere et laminart grænselag (0,2-3 mm), hvor strømmen er meget langsom, og hvor der ikke sker nogen vertikal opblanding mellem de parallelle laminare lag. Efter det laminare grænselag, vil vandet begynde at blive turbulent, og strømhastigheden vil øges med afstanden fra dyret, bladet eller substratet [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Det laminare grænselag er vigtigt, da kuldioxid, ilt og næringsstoffer skal diffundere igennem laget for at kunne indgå i organismernes stofskifte. Molekylær diffusion er en langsom transport set i forhold til transport ved turbulent opblanding. Hastigheden på transporten gennem grænselaget afhænger af grænselagets tykkelse, da hastigheden falder proportionelt med dets tykkelse. Tykkelsen af det laminare grænselag afhænger af strømhastigheden og ruheden på overfladen. Hvis

høj strømhastighed og stor ruhed, vil der opnås minimal tykkelse på grænselaget. Derfor er høj strømhastighed en vigtig faktor for mange vandløbsdyr [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Strømhastigheden vil være relativ ens ned igennem vandløbet. Dette skyldes den voksende mængde potentielle energi, som er næsten tilsvarende det energitab vandet har ved friktion [Frier, 2006].

Vandføringen beskriver det volumen vand, som passerer igennem et givent tværsnitsareal per tidsenhed [Burchart & Jørgensen, 1976; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004]. Vandføringen vil øges proportionelt med afstanden fra kilden, grundet tilførsel af vand fra et større opland. Der kan ske variation i vandføringen ved eksempelvis stor nedbør, forøget afstrømning, nedsivning til grundvandet og fordampning [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Sand-Jensen, 2013]. En variation i vandføringen kan skabe store problemer for vandløbets organismer. En stor vandmængde kan danne stærk strøm, og kan rive planter i stykker og føre dyr med sig. Ved en lav vandføring, kan strømmen sænkes, og dermed udskiftes vandet ikke hurtigt nok, og der kan i ekstreme tilfælde ske iltsvind. Dertil vil temperaturen i vandet også påvirkes, og der vil komme højere sommertemperaturer og lavere vintertemperaturer, som vil stresse vandløbets organismer. Yderligere vil en lav vandføring have betydning for forureningen i vandløbet, da de forurenende stoffer ikke vil fortyndes ved høj vandføring [Sand-Jensen, 2013].

2.4 Temperatur og lys

Lyset og temperaturen i vandet er en vigtig faktor for organismernes livsprocesser og for opløseligheden for ilt. Hvis et vandløb ikke får sol, som eksempelvis skovvandløb, vil mange af de større planter forsvinde, og der vil i stedet være nogle arter af alger og mosser på sten. Man ser også at smådyrs vækstrate er mindre i skovvandløb end solbeskinnede vandløb, grundet manglen på planter, da de producerer organisk stof, som er smådyrenes føde. Vandløb, som er voldsomt fysisk forstyrret, kan ofte være så dybt udgravet at de ligger meter under terrænet og derfor ligger i mørke [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

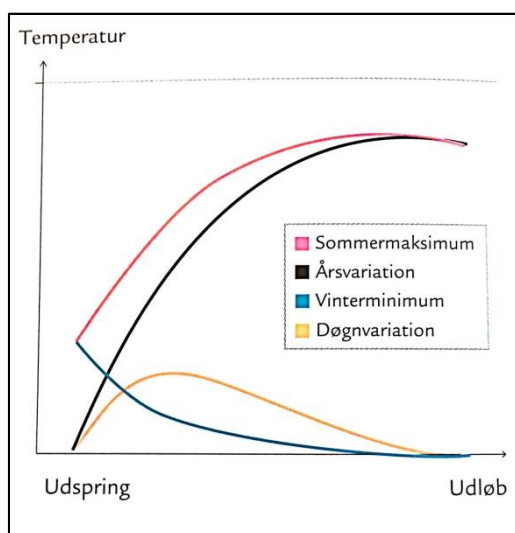
Udover at skygninger fra land, fjerner refleksion fra vandoverfladen omkring 10 % af den samlede solindstråling. Derefter kan opslæmmede partikler og opløst brunt organisk stof i vandet, også mindske lyset ned igennem vandet. Jo mere uklart vand der er i et vandløb, og jo dybere vandløbet er, jo mindre lys vil nå ned til bundens planter og alger. I vandløb, med en dybde på 3 m

og med klart vand, vil lyset reduceres til ca. 20 % af den samlede lysindstråling [Sand-Jensen, 2013]

Vandløbenes temperaturer svinger ikke særligt voldsomt, modsat andre ferskvandsmiljøer, hvilket betyder, at de sjældent fryser til om vinteren og ikke opnår høje sommertemperaturer. Grunden til at de ikke fryser til om vinteren er, at vandløbet konstant får tilført mængder af grundvand, spildevand og drænvand, som har alle har en temperatur højere end 0 °C. Derfor er der mange vandløbsorganismer som kan vokse hele året rundt, og enkelte arter trives bedst om efteråret, vinteren eller det tidligere forår. På den måde er temperaturen vigtig, da den har betydning for organismernes livsprocesser. Derudover er temperaturen også vigtig, da den er med til at styre iltens opløselighed i vand [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Sand-Jensen, 2013].

Kilden, i den øverste del af vandløbet, er det sted i vandløbet, hvor temperaturen svinger mindst, da det udelukkende kommer fra grundvandet. Her er temperaturen konstant på de ca. 8 °C, som er den gennemsnitlige temperatur i Danmark. Ved at de opretholder denne konstante temperatur, vil kilden føles kold om sommeren, men varm om vinteren. Derudover ses der ingen døgnvariation i temperaturen i kilden [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Frier, 2006]. Ned igennem vandløbet vil temperaturen ændre sig afhængigt af afstanden fra kilden (se figur 2.7) og af mængden af tilført grundvand. Her påvirkes vandet også af indstråling fra solen og varmeudveksling med luften. Idet vandmængden stiger ned ad vandløbet, vil variationerne i temperaturen mindskes, grundet vandets store varmekapacitet. Man har tidligere undersøgt temperaturforskellen imellem de øvre vandløb og de mellemste og nedre vandløb. Her så man en gennemsnitlig temperatur på 10 °C i de øvre vandløb, mens der i de mellemste og nedre vandløb var en gennemsnitlig temperatur på 17 °C, hvilket var tæt på lufttemperaturen [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Der kan også ses store temperaturforskelle imellem forskellige vandløb. Temperaturen i et vandløb kan sænkes, hvis vandløbet har et stort bidrag af



Figur 2.7: Graf som viser temperaturen fra udspringet til udløbet i et idealvandløb. Her ses variationen over et døgn og henover året. Yderligere ses sommermaksimummet og vinterminimummet [Sand-Jensen, 2013].

grundvand. Modsat vil indskudte søer ændre vandets temperatur, så den ligger tæt på luftens temperatur [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

I de mellemste dele af vandløbet ses der en stor variation i temperaturen hen over et døgn. Her ses det, at temperaturen kan svinge fra 12 °C til 25 °C. Dette gælder dog kun de vandløb som ligger i lysåbne områder, da de skyggede strækninger ikke opnår de høje sommertemperaturer, og derved ikke har den samme døgnamplitude [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

3. Vandløbets kemi

Vandløbets kemi har stor betydning for faunaen. Ilt er afgørende for vandløbenes fisk og smådyr, og derved kan mangel på ilt have store konsekvenser for den økologiske tilstand. Ved grødeskæring fjernes planterne og det påvirker mængden af ilt. Ved fuldstændig grødeskæring fjernes alle planter, hvilket kan have kraftige påvirkninger på iltkoncentrationen i vandløbet [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

3.1 Iltindhold

Ilt er en af de vigtigste faktorer, da det har størst betydning for faunaen i vandløb. Det bestemmer om der findes rig eller fattig fauna, og hvilken udbredelse smådyr og fisk har i vådområder [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Frier, 2006]. Organismerne i vandet er afhængige af ilten, da de forbruger ilt til at omsætte organisk materiale til kuldioxid, næringsstoffer og vand til energi, som de anvender i deres livsprocesser [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Sand-Jensen, 2013].

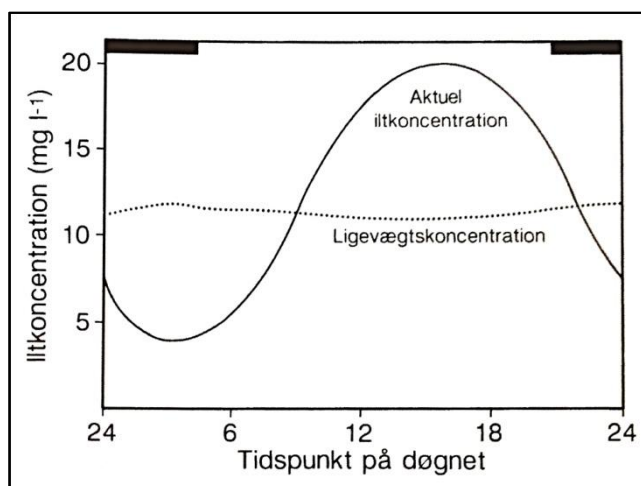
Der kan let opstå mangel på ilt i vandløb, da vand i ligevægt med luft, kun indeholder 1/25 af iltmængden som findes i samme volumen luft. Derudover er iltens diffusionshastighed ca. 10.000 gange mindre i vand end i luft, hvilket mindsker optagelseshastigheden [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Man ser ændringer i iltkoncentrationen over tid, hvilket skyldes, at der er en forskel mellem produktionen af ilt fra planternes fotosyntese og iltforbruget hos vandets organismer, dvs. den samlede respiration fra planter, dyr og bakterier. I dagslys vil fotosyntesen producere et overskud af ilt i forhold til det forbrug af ilt som skyldes respiration, og iltkoncentrationen vil opnå et maksimum sidst på eftermiddagen. Modsat vil der om natten ikke dannes ilt ved fotosyntese, men derimod stadig forbruges ilt ved respiration, og derved opnås iltkoncentrationens minimum sidst på natten [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Luften over vandløbet kan også have en betydning for denne ændring, hvis vandets koncentration af ilt ikke er i fysisk ligevægt med luftens koncentration. Hvis vandet er undermættet med ilt, vil luften tilføre ilt, mens hvis vandet er overmættet, vil luften fraføre ilt [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004]. Turbulens i vandet har stor betydning for iltkoncentrationen i vandløb, da det er med til at øge geniltningen med luften [Frier, 2006]. Ved turbulens sker der samtidig omrøring i

vandsøjlen, som sørger for at der er ilt i hele vandsøjlen. Derfor ser man ofte, at vandløbsstrækninger med lavt vand og hurtig strøm, vil have en iltkoncentration, som er tæt på at være i ligevægt med luften, mens der på dybe langsomt strømmende strækninger ikke er ligevægt og samtidig kan være store gradienter ned igennem vandsøjlen og ringe genluftning [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Svingninger i iltindholdet henover et døgn i et vandløb, følger ofte svingningerne i temperaturen. Det skyldes, at iltkoncentrationen i vand er afhængig af temperaturen, da det påvirker iltens opløselighed. I et vandløb som indeholder et rigt planteliv, og som har en lav strømhastighed ($0,1 \text{ m s}^{-1}$), kan man se at iltkoncentrationen kan variere fra 4 til 20 mg l^{-1} (se figur 3.1). På figuren ses også at ligevægten med atmosfæren ligger omkring 10 mg l^{-1} . Døgnvariationen er størst om sommeren, hvilket skyldes at den biologiske omsætning er størst og vandføringen er mindst på denne årstid [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004]. Derimod, hvis vandløbets dybde kommer over ca. 1,5 m, vil vandvoluminet blive så stort, at det vil mindske svingningerne af iltkoncentrationen. Dette skyldes, at iltproduktionen og -forbruget skyldes organismernes på bunden [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

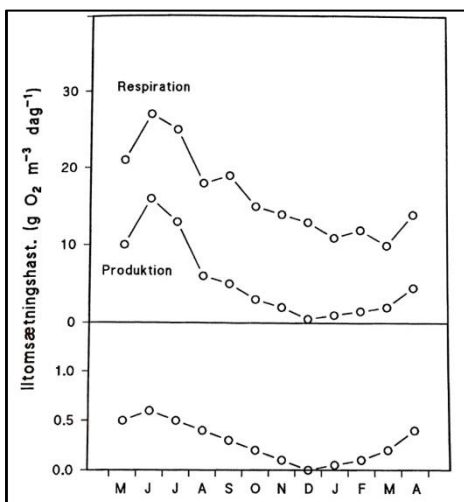


Figur 3.1: Grafen viser variationen i iltkoncentrationen henover et døgn og ligevægtskoncentrationen ved ligevægt med luften. Overmætningen om dagen skyldes stor fotosyntese, mens undermætningen om natten skyldes overvægt af respiration [Sand-Jensen, 2013].

Der kan også ske ændringer i iltkoncentrationen, hvis vandløbet modtager vand med et andet iltindhold. Hvis vandløbet eksempelvis har et tilløb med en bæk, vil vandet i bækken ofte have en højere iltkoncentration [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004, Frier, 2006]. Modsat kan tilledning af grundvand ofte sænke iltkoncentrationen. Dog ser man i nogle egne af landet, at der findes iltrigt grundvand i kalkaflejringer, som ved tilførsel til et vandløb, kan øge iltkoncentrationen. Ved diffus tilledning af grundvand, vil iltkoncentrationen påvirkes over en længere strækning i vandløbet, hvorimod punkttilførsel af vand med en anden iltkoncentration, vil ændre iltbalancen ved udledningspunktet, men påvirkningen vil aftage nedstrøms for tilledningen grundet geniltningen [Frier, 2006].

Iltsvingningerne i et vandløb afhænger også af vandløbstypen. Eksempelvis ses det, at iltomsæningen i et lysåbent vandløb er mere intensiv og tidsvariabel end i et skovvandløb. I det lysåbne vandløb vil forskellige planter bidrage forskelligt til fotosyntesen og respirationen, som er afhængig af årstiden. Størstedelen af iltforbruget sker enten direkte fra primærproducenterne eller indirekte, ved organismers nedbrydning og omsætning af primærproducenterne. Det ses, at produktionen fra de bundlevende alger er størst i foråret, mens det store rodfæstede planters produktion er størst sent på sommeren. I foråret ses der svingninger i iltkoncentrationen både i vandsøjlen og mellem algebelægningen på bunde, grundet et stort iltforbrug, som skyldes alger og bakteriernes omsætning af produkterne fra algernes fotosyntese. Om sommer vil de høje planter vokse frem, og udskygge algerne. Dette vil mindske iltforbruget på bunden, da det nu primært er bakterier, som forbruger ilten ved omsætning organiske partikler. Da disse partikler består af svært nedbrydeligt organisk materiale, er iltforbruget på bunden markant lavere om sommeren end om foråret. Dog ses der et yderligere iltforbrug om sommeren, som skyldes respiration hos planter og mikrosamfundene (biofilm) bestående af alger, bakterier og mikroorganismer [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Samlet set vil den årlige respiration overstige den årlige fotosyntese. Planterne i vandløbet producerer en stor mængde ilt, men størstedelen heraf går til planternes egen respiration eller til nedbrydning af døde planter. Derfor vil planteproduktionen kun have et lille overskud af ilt, som svarer til den mængde organiske materiale, som produceres og eksporteres fra vandløbet, i en ikke omsat form. Foruden det ilt planterne forbruger, forøges den samlede respirationen i vandløbet ved, at der tilføres naturligt en stor mængde organisk materiale fra oplandet og fra opstrøms strækninger, som kræver ilt til at blive omsat [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].



Figur 3.2: Graf over iltomsætningshastigheden i Gryde Å. Den øverste del af grafen viser planternes bruttoproduktion af ilt ved fotosyntese (produktion) og den samlede respiration. Den nederste del viser P/R-forholdet. Her ses det, at P/R-forholdet ligger under 1, da der findes en del organisk materiale i Gryde Å fra omkringliggende marker [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Mange danske vandløb påvirkes i dag af tilledninger, som eksempelvis afløb fra byer, landbrug og dambrug. Her tilføres store mængder af let nedbrydeligt organisk materiale. Det er med til at skabe et stort iltforbrug i vandløbet, hvilket i værste tilfælde kan skabe en kritisk lav iltkoncentration. Hvis der findes partikler iblandt det organiske materiale, er der en risiko for at det kan dække vandløbsbunden med slam. Det kan skabe store problemer med iltforholdene på bunden og i vandet [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Frier, 2006]. Man ser oftest en stor tilledning af store mængder organisk materiale i et lysåbent vandløb i forhold til skovbække, da oplandet til lysåbne vandløb ofte består af landbrugsarealer [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Nedbøren har også en vigtig betydning for pludselig tilledning til vandløb. Ved pludselige regnskyl og ved smeltning af sne og is, kan store mængder af urensset vand løbe direkte ud i vandløbssystemerne. Med sig kan vandmængder medbringe eroderede jordpartikler fra marker, og slam, som ligger aflejret i grøfter og rørsystemer. Denne pludselige tilførsel af store mængder organisk materiale, kan skabe iltmangel som kan være fatal for fisk og sensitive makroinvertebrater [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Frier, 2006].

3.2 Kuldioxid

Kuldioxid spiller en vigtig rolle for plantelivet i vandløb, da kuldioxid indgår i planternes fotosyntese. Vand, som vandløbet modtager direkte fra jorden, er ofte overmættet med kuldioxid. Vandet kan komme fra dræn eller grundvandet. Overmætningen af CO₂ skyldes mikroorganismene i den omkringliggende jord. Mikroorganismene producerer CO₂ igennem deres stofskifte, men da der ikke findes planter nede i jorden til, at forbruge den store mængde CO₂, vil kuldioxiden blive ført med vandet ud i vandløbet [Sand-Jensen, 2013].

Søer er ikke overmættet med kuldioxid, hvilket skyldes, at algerne i søerne har tid til at forbruge kuldioxiden, samtidig med at søerne har en stor kontaktoverflade med luften, hvilket øger afgasningen til luften. Derfor er kuldioxidkoncentrationen i vandløb, der starter som udløb fra søer, tæt på at være i ligevægt med luftens koncentration. Koncentrationen af kuldioxid vil også være lav efter indskudte søer. Yderligere kan koncentrationen af CO₂ være lav, hvis der er en stor fotosyntese i vandløbet. Om sommeren vil de øvre vandløb have en højere kuldioxidkoncentration end de nede dele af vandløbet, da de øvre dele ofte tilføres grundvand og markvand [Sand-Jensen, 2013].

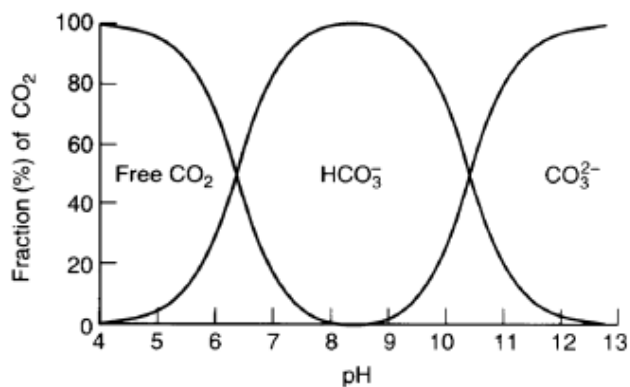
Nogle vandplanter, såsom arter af vandstjerne og enkelt pindsvineknop, er afhængige af, at der er kuldioxid tilstede i vandet, da de kun kan anvende CO₂ som kulstofkilde til fotosyntesen. Derfor

kan disse arter ikke kunne overleve i søer, på grund af deres lave kuldioxidkoncentration. Derudover giver overmætningen amfibiske arter mulighed for at overleve i vandet [Sand-Jensen, 2013].

3.3 pH

pH beskriver surhedsgraden i vandet, som afhænger af mængden af hydrogencarbonat. Hydrogencarbonat stammer fra forvitring af kalk og lerminerale i jorden [Sand-Jensen, 2013]. I ferskvand, som ikke lider under forurening, vil regnvand med kulsyre være den dominerende kilde til hydrogen ioner. I regnvandet vil kuldioxid blive opløst, hvor en del heraf omdannet til kulsyre (H_2CO_3). Ofte vil regnvandet neutraliseres under dens transport igennem jord, grundet tilstedeværelsen af kalk, men i områder med stor tilførsel af overfladevand eller på jord, uden en god bufferkapacitet, vil vandløbet modtage en stor mængde vand, som ikke er neutraliseret, hvilket vil sænke vandløbets pH. Ved neutralisering af regnvand i jorden, vil kulsyren omdannes til calciumbicarbonat ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$). Når det tilføres til vandløbet, har vandløbet nu et buffersystem bestående af kuldioxid, kulsyre, bicarbonat (HCO_3^-) og carbonat (CO_3^{2-}). Dette buffersystem er med til at mindske større ændringer i pH'en.

Forholdet mellem disse ioner har stor betydning for vandløbets pH. Som det ses på figur 3.3, vil der kun være kuldioxid og kulsyre tilstede ved en pH under 4,5. Ved en pH mellem 4,5 og 8,3 vil der ses en blanding af alle ionerne, dog med bicarbonat som den dominerende ion. Ved en pH over 8,3 vil carbonat blive den dominerende ion. Det er vigtigt for vandløbets dyr og planter at dette buffersystem virker, da det meste dyreliv kun tåler en pH mellem 5-9 [Frier, 2006].



Figur 3.3: Graf over buffersystemet i vandløb [Frier, 2006]

I forbindelse med buffersystemet, beskriver alkanitet vandløbets evne til at neutralisere en syre. Dette beskrives ud fra den samlede mængde af de alkaline ioner, som er med til at hæve pH'en til over 7. Her der blandt andet tale om bicarbonat, carbonat og hydroxider, og hvor man som oftes måler mængden af calciumcarbonat, da man mener at dette er den dominerende ion [Frier, 2006].

I Danmark er der store forskelle på pH-værdierne i de ferske vande. Dansk ferskvand indeholder i gennemsnit 0-5 mmol hydrogencarbonat pr. liter, hvilket svarer til en pH mellem 5,5-8,5. Dette betyder, at vandet naturligt kan være enten surt eller basisk, uden at være forurenat. Det ses ofte, at kalkfattige sandområder (Nord-, Vest- og Midtjylland) har en koncentration af hydrogencarbonat under 1 mmol pr. liter, hvorimod områder som er rig på kalk og ler (Østjylland og Øerne) ofte har et indhold af hydrogencarbonat på 1-5 mmol pr. liter. Kalken og leret får vandløbenes pH-værdi til at stige, og det er derfor almindeligt at der ses højere pH-værdi i vandløbene i Østjylland og på Øerne [Sand-Jensen, 2013].

3.4 Forurening

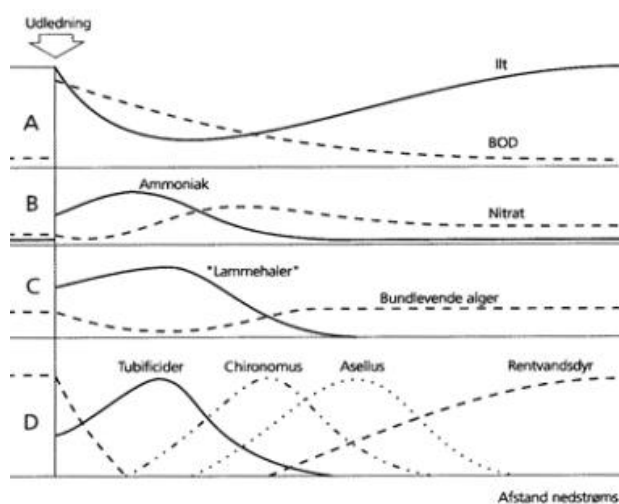
Forurening beskriver en påvirkning på et miljø, som skaber alvorlige forstyrrelser, og dermed skabes der et stærkt kunstigt system. Dette system lider af en forstyrret omsætning og at mange arter ikke kan overleve i de nye omgivelser. Her lever kun få arter, forureningsdominanter, som trives under forurening. I vandløbene findes der naturligt organisk materiale og næringsstoffer, såsom kvælstof, fosfor og silicium. Der er først tale om forurening, når stofferne optræder i så store mængder, at det påvirker væksten af planteplankton så kraftigt, at vandet bliver uklart og grønligt. Denne øgede vækst af planteplankton beskriver en øget mængde organisk materiale, som senere skal nedbrydes, hvilket kan skabe iltmangel [Sand-Jensen, 2013].

Organisk materiale, som tilføres via spildevand eller andet tilløb, nedbrydes langsommere end det naturligt tilførte organiske materiale, såsom grene og blade. Ved tilledningen ses der et fald i iltkoncentrationen, som skyldes et højt biologisk iltforbrug. Dette forbrug, kaldet BI₅, beskriver den mængde ilt som mikroorganismer til at nedbryde det organiske materiale ved 20 °C i løbet af fem døgn. Når der sker udledning af spildevand til et vandløb, vil det biologiske iltforbrug stige. Efterfølgende vil der ske et fald i forbruget, som skyldes både, at der sker en omsætning af det organiske materiale, samt de finere partikler udfældes, og aflejres på mikroalgerne og makrofyterne. Dertil vil partiklerne i spildevandet mindske mængden af lys i vandet, og det vil få planternes biomasse til at falde, og dermed vil produktionen af ilt mindskes. Sedimentets iltforbrug vil også stige grundet aflejringen af organiske partikler [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Når der kommer et højt forureningsniveau, vil der dannes heterostrofe samfund i vandløbet, som består af svampe, bakterier og protozoer. Disse samfund kaldes for lammehaler, og de er med til at

omsætte de organiske partikler samt det opløste organiske materiale [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Iltkoncentrationen er høj lige ved udledningen af spildevandet i vandløbet (se figur 3.4). Dette skyldes, at iltkoncentrationen her afspejler forholdene opstrøms for udledningen. Et kort stykke efter udledningen, vil iltkoncentrationen falde, som skyldes at her bliver en stor mængde af det udledte organiske materiale omsat. Iltkoncentrationen vil forblive lav over en vis strækning, hvorefter algernes biomasse begynder at stige, hvor man blandt andet ser store mængder af den trådformede grønalg. Iltkoncentrationen begynder efterhånden at stige i takt med at det organiske materiale nedbrydes og der sker en geniltning. Efter en vis strækning, vil de biologiske forhold være som før udledning. Længden af denne tækning afhænger af, hvor stor en mængde spildevand, der udledes, i forhold til vandføringen i vandløbet [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].



Figur 3.4: Grafen viser effekten af udledning af spildevand. Del A: Her ses iltkoncentrationen, som først falder lidt nedstrøms for udledningen. Her ses yderligere koncentrationen af nedbrydeligt organisk materiale (BOD), hvor koncentrationen falder nedstrøms udledningen, da det nedbrydes. Del B: Middelkoncentration for ammoniak og nitrat. Del C: Her ses dannelsen af lammehaler ved udledningen. Del D: Antallet af arterne Tubificidae, Chironomus, Asellus og rentvandsarter. Antallet af rentvandsarterne stiger i takt med iltkoncentrationen [Nielsen et al., 2011].

Tilledningen af spildevand til et vandløb, har store konsekvenser for vandløbets dyr og organismer. Udover at der kommer lavere iltkoncentrationer, vil det naturlige bundsubstrat erstattes af blødt mudder, og de sædvanlige fødeforhold vil ændres. Det kan have den konsekvens, at den oprindelige fauna, som var tilpasset rent vand, bliver erstattet af en fauna, som kan leve under de nye forhold. Denne fauna vil bestå af dyr, som kan leve i det iltfattige og bløde sediment, og deres fødebase består af de mikroorganismer, som nedbryder det organiske materiale [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Hvis vandløbet over en længere periode er helt uden ilt, vil fauna ændre sig til dyr, som har ånderør, og dermed ikke er afhængige af, at der er ilt i vandet [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Når der sker nedbrydning af organisk materiale i vandløbet, kan det hænde, at al ilten i vandet bliver opbrugt, inden alt det organiske materiale er nedbrudt. Dette betyder, at nedbrydningen af det organiske materiale finder nye nedbrydningsveje, hvor det anvender andre drivningsværktøjer end ilt. Eksempelvis anvendes kan svovl anvendes, hvor det resultere i at der dannes giftige svovlbrinter. Derudover dannes der også metylsulfider samt andre svovlforbindelser, som alle danner en kraftig lugt. Alternativt kan jern også anvendes til at nedbryde organisk materiale. Dette vil resultere i at der dannes jernforbindelser, som er giftige [Sand-Jensen, 2013].

I tilfælde af, at der hverken findes ilt, svovl eller jern i vandløbet, vil nedbrydningen af organisk materiale ske via forgæring. Ved forgæring vil der dannes smørsyre, metangas, eddikesyre med mange flere. Disse vil skabe et surt miljø, som er giftigt for mange organismer [Sand-Jensen, 2013]. Udover tilledningen af spildevand, findes der en del andre kemiske forbindelser, som forurener vandløbene, og har toksiske effekter for vandløbets organismer. Det gælder blandt andet tungmetaller, PCB, pesticider, klorede opløsningsmidler, aromatiske kulbrinter og mange andre. Disse kemiske forbindelser kan stamme fra blandt andet husholdning, industri og landbrug. Mange af disse forbindelser er tungtopløselige, eller de kan binde sig effektivt til organisk materiale. Disse vil opkoncentrere sig i sedimentet, hvor de vil påvirke de benthiske organismer over en lang periode. Disse stoffer vil påvirke organismer i længere tid, end stofferne i vandfasen, da de ofte udledes i pulse, og hurtigt føres videre med strømmen. Hvis udledningen af disse kemiske forbindelser er tilstrækkelig stor, vil de dræbe organismene, men hvis dosen ikke er dødelig, ender man ofte ikke effekten af påvirkningen. Nogle kemikalier kan virke ugiftige på et vist niveau, men hvis det opkoncentreres op igennem fødekæden, kan det have en dødelig effekt på et højere trofisk niveau. Derudover kan nogle kemikalier have den effekt, at de ændre organismers bygning eller adfærd [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

4. Vandløbets biologi

Vandplanterne og vandløbets dyr har skulle tilpasse sig livet i et strømmende miljø. De har skulle tilpasse ved, at kunne holde sig fast, så de ikke driver væk, og at kunne bøje sig, så de ikke knækker under strømmens træk [Sand-Jensen, 2013].

Vandplanter har stor betydning for den biologiske tilstand i vandløb. Væksten af planter er ofte tæt i de fleste danske vandløb, hvilket skyldes at de fleste vandløb ligger lysåbent uden skygge. Yderligere er forholdene for planterne optimale, idet strømmen er langsom og bunden er blød. I vandløbene er der store mængder af næringsstoffer, som planterne både kan optage igennem deres blade og rødder [Baatrup-Pedersen, 2000]. Ved fjernelse af planter igennem grødeskæring, fjernes en vigtig del af vandløbets biologi. Planterne skaber levesteder og fødegrundlag for vandløbets fisk og dyr, og derved har grødeskæring store konsekvenser for den økologiske tilstand [Bach *et al.*, 2016].

4.1 Vandløbets planter

Vandløbets planter er vigtige for livet i vandløbet, da de danner organisk materiale til vækst, som sker under frigivelse af ilt [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004]. Derudover er planterne med til at påvirke vandløbets fysiske og kemiske forhold. Planternes form og opbygning, samt deres fordeling og mængde i vandløbet, er en afgørende faktor for strømhastigheden, da planterne ofte sænker vandets hastighed og skaber variation i hastigheden. Ved sænkning af strømhastigheden, vil vandstanden i vandløbet stige. Derudover er planterne med til at skabe en stabil vandløbsbund, idet de fremmer aflejring af organiske og uorganiske finkornede partikler. Planterne er også med til at fjerne organisk materiale fra vandet. Dette sker blandt andet via biofilm, som består af mikroskopiske bakterier og alger på planternes blade. Det nedbryder en stor del af det organiske materiale, som findes i vandet. Derved vil det organiske materiale, som når fjorde og nedstrømssøer, være i en omsat form, som kræver et mindre iltforbrug, og dermed gavne iltforholdene i fjordene og søerne [Baatrup-Pedersen, 2000; Sand-Jensen, 2013].

Planterne er desuden afgørende for vandløbets fisk og smådyr. Planterne danner levesteder for vandets invertebrater. Man ser, at vandløb med et rigt planteliv, danner flere levesteder, og hvis vandløbet indeholder flere forskellige plantearter, danner det flere forskellige typer levesteder. Dette betyder, at et artsrigt plantesamfund skaber artsrige samfund af invertebrater. Dyrene lever enten i, under eller fasthæftet på planterne, hvor nogle samtidig lever af biofilm på planternes blade.

Mange bundlevende smådyr lever af det organiske materiale, som aflejres under de tætte planter. Dette kan eksempelvis være i form af planterester eller partikler, som er rige på organisk materiale [Baatrup-Pedersen, 2000; Sand-Jensen, 2013].

Planterne danner vigtige standpladser for fisk. Disse standpladser findes under og bagved planteøer, hvor de skaber både strømlæ og skjul. Forskellige planter danner forskellige standpladser idet, at planterne har forskellig påvirkning på strømmen, dybden og bundforholdene. Eksempelvis ses det, at ørreder fortrækker standpladser ved og i vandranunkel frem for eksempelvis ved pindsvineknop [Baatrup-Pedersen, 2000; Sand-Jensen, 2013]. Da planterne har en effekt på vandløbets vandstand, er denne effekt vigtig for fiskene om sommeren. I sommerhalvåret kan vandstanden falde så meget, at den kan påvirke fiskenes udvikling. Men ved tilstedeværelse af planter, vil vandløbet opretholde sin vandstand, og dermed sikre fiskenes udvikling [Sand-Jensen 2013].

Der findes tre forskellige grupper af planter i vandløbene; ægte vandplanter, amfibiske planter og landplanter, som kan leve i vand [Baatrup-Pedersen, 2000]. Ægte vandplanter er den gruppe arter, som lever under vand, og kun yderst sjældent findes over vand. De hyppigste arter af ægte vandplanter, som findes i vandløb, er vandstjerne *sp.*, vandpest og kruset vandaks [Baatrup-Pedersen, 2000]. Landplanterne beskriver en gruppe planter, som vokser på land, men som kan findes under vand. Rørgræs, høj sødgræs og lådden dueurt hører til gruppen af landplanter [Baatrup-Pedersen, 2000].

Gruppen af amfibiske planter dækker over mange arter, som kan findes både under vand, på fugtig grund langs vandløb, og arter, som tidligere blev opfattet som landplanter, men senere er fundet i vand [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004]. Blandt andet er sideskærm, enkelt pindsvineknop og lancetbladet ærenpris arter, som beskrives som amfibiske [Baatrup-Pedersen, 2000]. De amfibiske arter har tilpasset sig at leve i vand, ved blandt andet at mindske mængden af styrkevæv (eksempelvis lignin) og halvering af tørstofindholdet. Det betyder at planterne opnår en fleksibilitet, som gør at de kan tåle trækket fra strømmen i vandløbet. Derudover har vandets overmætningen med kuldioxid stor betydning, da det er med til at stimulere planternes kuldioxidforsyning og fotosyntese. I vand, hvor der ikke er en overmætning, vil de amfibiske planter enten vokse langsomt eller slet ikke, så derfor har denne overmætning stor betydning for planternes vækst [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Landplanterne og de amfibiske planter har flest forskellige antal arter, men de ægte vandplanter samt de amfibiske planter er mest hyppige i vandløbene, som ses i tabel 4.1 [Baattrup-Pedersen, 2000].

Artsnavn	Hovedgruppe	Forekomst i %
Enkelt pindsvineknop	Amfibisk plante	72
Vandstjerne sp.	Ægte vandplante	70
Rørgræs	Landplante	64
Vandpest	Ægte vandplante	61
Høj sødgræs	Landplante	60
Sideskærm	Amfibisk plante	58
Grenet pindsvineknop	Amfibisk plante	52
Eng-forglemmigej	Amfibisk plante	39
Lancetbladet ærenpris	Amfibisk plante	32
Kruset vandaks	Ægte vandplante	30
Manna-sødgræs	Amfibisk plante	30
Vandranunkel sp.	Ægte vandplante	28
Bittersød natskygge	Landplante	26
Lådden dueurt	Landplante	26
Lav ranunkel	Landplante	26
Storblomstret vandranunkel	Ægte vandplante	22
Børstebladet vandaks	Ægte vandplante	18
Svømmende vandaks	Ægte vandplante	18
Dueurt sp.	Landplante	17
Brudelys	Amfibisk plante	17

Tabel 4.1: De 20 mest hyppige vandplanter og den procentvise forekomst. Undersøgelse er foretaget i 208 vandløb [Baattrup-Pedersen, 2000].

4.1.1 Vandplanters tilpasning

Det er essentielt for planter, at de har evnen til spredning, danne rodfæste, tåle forstyrrelser og kunne vokse hurtigt samt effektivt at gendanne bestande, for at kunne leve i vandløbet [Sand-Jensen, 2013]. Planterne skal dog have opfyldt forskellige krav, før de kan vokse. Det gælder blandt andet, at der skal være lys tilgængelig, da det er med til at styre planternes udvikling. Lyset er med til at afgøre den maksimale plantebiomassen, da der vil forekomme stor skygning imellem planterne ved en høj biomasse. Mange små vandløb er udsat for betydelig skygning af høje brinker og fra nærtliggende bevoksning. I alt kan træer langs brede vandløb og bevoksning langs smalle vandløb, fjerne op til 70 % af sollyset, og dermed begrænse planternes udvikling. Derudover kan opslemmede partikler i vandet også begrænse mængden af lys som når bunden. Ofte vil 80 % af lyset forsvinde indenfor den øverste meter, og i nogle vandløb med stor vandføring og med meget

opslemmet materiale, vil alt lyset forsvinde indenfor den øverste meter [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Udover lys, kræver planterne også en tilstedeværelse af uorganiske næringsstoffer og uorganisk kulstof. Da vandet i vandløb har kort opholdstid og vandløbet konstant modtager nyt vand, rigt på næringsstoffer og kulstof, vil vandløbene ofte ikke komme i mangel heraf. Dermed forventes det ikke, at næringsstoffer og kulstof kan begrænse vækst og dermed den maksimale biomasse [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Planterne har også en række fysiske betingelser, såsom typen af bundsubstrat, strøm og temperatur, som skal opfyldes før de kan vokse. Strømmen gør, at planterne har tilpasset sig en fleksibilitet, som nedsætter eksponeringen til strømmen. Derudover har de tilpasset deres stængler og blade, så de er trækstærke, og de har udviklet et sikkert og stærkt rodfæste. Flexibiliteten gør, at planterne vil bøje sig for strømmen og ligge sig parallelt med den. På denne måde danner planterne en strømlinet form, og dermed mindsker modstanden. Ved stærk strøm vil planterne ligge sig helt tæt på bunden, og på denne måde skabe læ for hinanden, ved at presse strømmen op over dem [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Derudover er strømmen med til at sikre, at det laminare grænselag, som ligger omkring planternes overflade, holdes tyndt eller helt mangler. Det sikrer, at planterne har en hurtig stofudvikling med det omgivende vand [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Dybden i vandløbet har også en stor effekt på planternes vækst. Vandplanter bedømmer vandstanden ud fra lysintensiteten og trykket, som påvirker mængden af væksthormonet ethylen. Ved lav vandstand kan planterne hurtigt og enkelt vokse op, så planten kan få kontakt med luften. Modsat vil planterne ikke bruge energi på at danne skud, hvis vandstanden er høj. Det vil kræve meget energi, at danne nye lange skud, som ofte er svage og risikerer at knække. I stedet anvendes energi til at sikre overlevelse indtil vandstanden falder igen [Sand-Jensen, 2013].

Planternes biomasse afhænger både af væksten, men også af de tab, som planterne udsættes for i vandløbet. Her er strømmen igen en afgørende faktor, da den kan rive planterne med sig. Vandløbets bundsubstrat har også en betydning for tab af biomasse. Hvis en stor mængde af bundmateriale eroderes, kan det betyde, at planter kan blive begravet under bundmaterialet. Dertil kan en ustabil sandbund betyde, at planternes rodnet svækkes eller de kan blive begravet [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Sand-Jensen, 2013]. Der ses også et tab af planternes biomasse, ved at dyrene æder planterne. Græsningen har dog mest betydning på vandløbsbundens mikroskopiske alger [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Mange vandplanter danner både vand-, flyde- og luftblade. Vandbladet har ikke spalteåbninger og kan derved ikke optage CO₂ på sædvanligvis. Blade har normalt et tyndt vokslag (kutikula), som beskytter bladene imod udtørring, men vandbladet har enten reduceret eller helt fjernet dette lag. Dette betyder, at ilt, CO₂, hydrogencarbonat samt næringssalte, såsom nitrat, kalium, kalcium, sulfat og ammonium, let kan transporteres ind og ud igennem bladets overflade. Vandbladet har som sagt ikke behov for beskyttelse imod udtørring, og derfor udnytter vandbladet epidermis til opbevaring af grønkorn. Ved at have grønkornene i epidermis modtager planten mere lys til fotosyntese end hvis grønkornene lå i et dybere lag. Bladene bliver yderligere tyndere ved reducere af kutikulaen, som mindsker skygningen mellem cellerne, som gør at, hver celle i bladet vil i gennemsnit modtage mere lys [Sand-Jensen, 2013].

Både flydeblade og luftblade har spalteåbninger, så de kan optage CO₂ via luften, som sker 10.000 gange hurtigere end ved opløst CO₂ i vand. Begge typer blade har det beskyttende vokslag, som sikrer at bladene ikke tørrer ud. Flydebladet er opbygget, så det ligger sig på vandets overflade, så det både kan udnytte CO₂ fra luften, samtidig med, at det får vand og næringssalte fra vandet [Sand-Jensen, 2013].

Når et skud fra en plante transporteres ned langs vandløbet, og så pludselig for fast, vil der hurtigt begynde at vokse en tæt bestand af planter frem. På denne måde dannes der planteøer. Som tidligere nævnt, er der omkring planteøen strømrander med høj strømhastighed, en grovkornet bund og øget dybde. Inde i planteøen er der lav strømhastighed, finkornet materiale og nedsat dybde. I planteøerne er der god mulighed for amfibiske arter at vokse. Dannelse af flere planteøer skaber fysisk heterogenitet, hvilket er med til at sikre diversitet og trivsel blandt vandløbets invertebrater og fisk [Sand-Jensen, 2013].

4.1.2 Typer af vandplanter

Vandløbets planter kan yderligere inddeles i tre forskellige kategorier; makrofytter, som beskriver de større vandplanter, bentiske alger, som er fasthæftede mikroalger på faste overflader og bunden, og fytoplankton, som er mikroskopiske planktonalger, som findes frit i vandet [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Makrofyterne, som er de store bundlevende planter, er vigtige for vandløbet, da de er med til at modificere strømmen samtidig med, at de beskytter bunden mod eventuel erosion. Derudover danner makrofyterne store overflader, som gavner mikroorganismer og smådyr. Invertebrater,

såsom vårfluer, vil græsse på makrofytterne, hvis der opstår fødeknaphed i vandløbet [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

De bentiske alger er encellede alger, som findes på overfladen af eksempelvis sten og på finkornet bundsubstrat. Mange invertebrater lever af, at græsse af de bentiske alger. De bentiske algers biomasse afhænger af høj strømhastighed og bundtypen. Ved høj strømhastighed, kan algebelægningen eroderes, og derved ses de bentiske algers maksimale biomasse om foråret, hvor der er nedsat strømhastighed. Dertil kan bunden, som algerne vokser på eroderes, og derfor ses der ofte en lav biomasse af bentiske alger på sandbund. Man kan ofte finde bentiske alger i det øverste overfladelag af en sandbund, hvis der findes tilstrækkeligt med lys. Dette ses ikke ved en lerbund, men her findes der derimod et tæt lag alger på overfladen [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Fytoplankton findes ikke i de øvre og mellemste dele af et vandløb, da fytoplanktonet ikke kan nå at opformere sig. Fytoplanktonet kan findes i de nedre dele af et vandløb, og tilstedeværelsen fremmes ved indskudte søer. Hvis afløbet fra en indskudt sø er lavvandet, vil koncentrationen af fytoplankton ofte falde i forhold til den stigende afstand fra søen. Dette skyldes, at fytoplanktonet enten sedimenteres eller filtreres fra vandet af dyr [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

De forskellige fotosyntetiske organismer har en karakteristisk fordeling ned igennem vandløbet. Denne fordeling er bestemt af ændringer i bundsubstrat, strømhastighed, dybde og vandets opholdstid [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Øverst i et idealvandløb domineres vandløbet af de fasthæftede mikroalger, som danner en belægning på grus og sten. Her er der en høj strømhastighed samt en grovkornet bund, som gør, at her ikke kan skabes rodfæste for makrofytter. Derudover findes der ikke fytoplankton, da det hurtigt vil føres bort. Lystilgængeligheden er ofte stor i de øvre vandløb grundet en lav vanddybde. I et lysåbent vandløb vil produktionen og biomassen af fasthæftede mikroalger følge lyset, og dermed opnå maksimum om sommeren. Modsat vil et vandløb i løvskov ligge i skygge og dermed vil maksimummet indtræde i det tidlige forår, inden træerne får blade [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Længere nede ad idealvandløbet vil de fasthæftede mikroalgers maksimale produktion og biomasse indtræde i det tidlige forår. Her findes et finkornet bundsubstrat, som gør at de rodfæstede makrofytter kan vokse her. Makrofytterne vil vokse op under sommeren og skygge af for algerne.

Vandløbets dybde er fortsat så lav, at en stor del af lyset kan nå bunden, dog kan makrofytterne udskygge alt lys. Her findes fortsat intet fytoplankton [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

Nederst i idealvandløbet bliver dybden så stor, at lyset ikke når bunden i midten af vandløbet, og derved findes her ingen vækst af makrofytter. Her ses opformering af fytoplankton, som yderligere vil skygge og mindske tilstedeværelsen af makrofytter. Makrofytterne findes ofte her langs bredderne [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004].

4.2 Vandløbets invertebrater

I Danmark vurderes der til at være mellem 2000-2500 arter invertebrater. Invertebrater skal tilpasse sig livet i strømmende vand både fysisk, men også adfærdsmæssigt [Sand-Jensen, 2013].

Invertebrater kan inddeles i forskellige funktionelle ernæringstyper, som afhænger af invertebraternes fangstmetode samt fødepartiklens størrelse og art. En af typerne er ituriverne. De lever af større organiske partikler, som de splitter ad. De organiske partikler kan stamme fra blade, grene og vandplanter. Ituriverne kan ikke direkte spise et blad, grundet cellulose, så de kan først æde bladet, når mikroorganismer har omdannet bladet til partikler. Ituriverne danner fine organiske partikler, som enten driver med strømmen eller synker til bunds [Sand-Jensen, 2013].

En anden ernæringstype er samlere. I denne gruppe findes der to forskellige typer: filtratorer og sedimentædere. De lever begge af fine organiske partikler, men fangstmetoden er forskellig. Sedimentædere lever af fine organiske partikler, som ligger aflejret på bunden. Opbygningen af sedimentædernes munddele er ikke specifikt, men det ses hos *Asellus*, *Chironomidae* og *Ephemeroptera*, at de har udviklet munddele, som er egnet til at skovle mudder med. Filtratorerne kan inddeles i passive og aktive filtratorer. Aktive filtratorer danner en strøm, som fører vandet igennem et fangstorgan eller net, og på denne måde fanger sit føde. Modsat, danner passive filtratorer ikke selv en strøm, men udnytter strømmen i vandet, og lader byttet komme til dem. Ved passivt at lade de organiske partikler blive fanget i deres fangstorganer, anvender de mindre energi, og derfor ses der ofte stor vækst blandt passive filtratorer [Sand-Jensen, 2013].

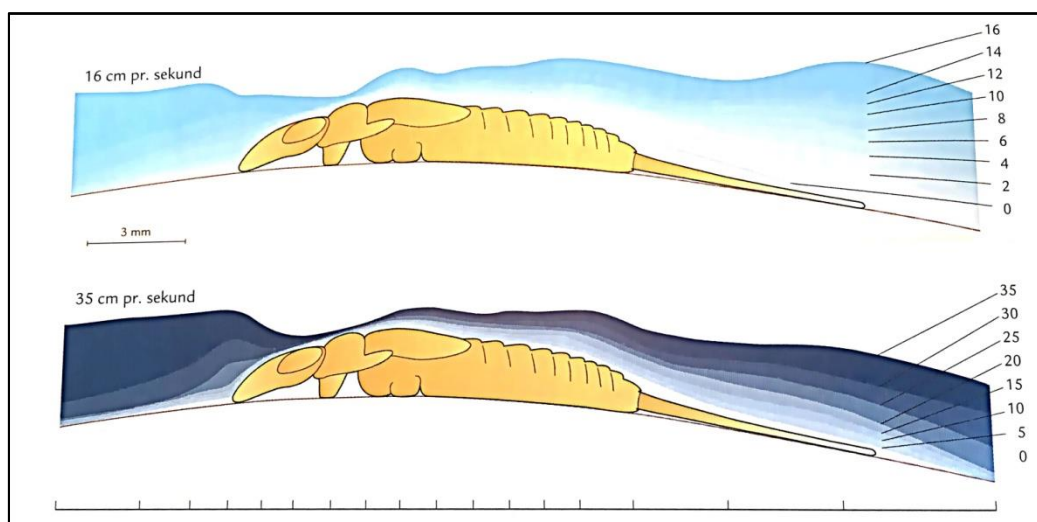
Skrabere er en gruppe af invertebrater, som lever af biofilm. Biofilmen, som består af bakterier, svampe og encellede dyr og planter, er let nedbrydelig, og skraberne vokser derved hurtigt, hvilket giver den en kort livscyklus. Skrabere har udviklet munddele, som gør, at de kan skabe biofilmen af overfladen, og derefter opsamler de føden med børster. Skraberne har dog problemer med at leve af biofilm, da biofilmen er på sit minimum om vinteren, og dertil kan algerne blive overskygget om

sommeren. Hvis vandløbet er næringsrigt, kan biofilmen blive udkonkurreret af trådalger eller tilslammet [Sand-Jensen, 2013].

Slutteligt findes der rovdyrene, som fanger levende byttedyr. De har store kraftige kæber, som er skabt til at fange føden, samtidig med, at de har munddele, som bruges til at sønderdele føden [Sand-Jensen, 2013].

4.2.1 Invertebraters tilpasning

Vandet i vandløb udsætter invertebraterne for konstante trækkræfter, som invertebraterne har skulle tilpasse sig til, blandt andet ved at udvikle en flad og strømlinjet form. Strømhastigheden falder mod bunden, og i et tyndt grænselag, helt mod bunden, står vandet stille. Det handler derfor om, at invertebraterne ligger tæt til bunden, så at grænselaget ligger henover dyret, og dermed påvirkes de ikke af strømmens trækkræfter (se figur 4.2) [Sand-Jensen, 2013].



Figur 4.2: Illustration som viser strømhastigheden hen over Ephemeroptera. Ephemeroptera er fastklæbet til bunden, mens der sendes to forskellige strømhastigheder hen over den. Her ses det at strømhastigheden falder ned mod dyret, især ved hovedet og nakken [Sand-Jensen, 2013].

Andre invertebrater udvikler gribeklør til at modstå strømmen. Dette ses eksempelvis hos larven af *Simuliidae*, hvor den har en krans af kroge på bagenden, som den bruger til at gribe sig fast på underlaget. Larven danner et net af silke tråde, som den hæfter bagkroppen fast i, og dermed sidder fast på underlaget. Dertil har larvens krop stor bøjelighed, og dermed kan larven stadig ligge i det stillestående grænselag. Når larven skal bevæge sig, anvender den et pseudoben, som sidder på brystet. Den danner et net, som den sætter pseudobenet fast i, og kan derefter slippe det gamle net. Derved kan larven flytte sig uden at drive væk. Larven sidder fast i en silke tråd, som gør, at hvis larve eventuelt trues af et rovdyr, kan larve slippe underlaget og drive væk, hvorefter den kan

trække sig tilbage igen. Voksne klobiller har også kløer, som har en griberefleks, som gør, at de automatisk griber fast i ujævnheder. Larven af *Rhyacophila* har også gribekløer, så den kan jage, uden at drive væk [Sand-Jensen, 2013].

Nogle invertebrater udvikler huse som beskyttelse mod strømmen. Eksempelvis danner *Chironomidae*'s larver huse af små partikler, som holdes sammen af silketråde. Derover bygger larver af *Trichoptera* kraftige huse af små sten, som beskytter dem imod rullende sten og andet skadeligt materiale. Derudover yder husene beskyttelse imod rovdyr [Sand-Jensen, 2013].

Snegle og igler har udviklet sugeskiver, hvilket gør, at de sidder godt fast på underlaget. Nymferne af slægten *Rhithrogena*, som tilhører gruppen *Ephemeroptera*, har udviklet en sugeskive, for at sikre, at dyret ligger tæt til underlaget. Det betyder dog, at gællerne ikke frit kan bevæge sig, og dermed er *Rhithrogena* følsom overfor mangel på ilt [Sand-Jensen, 2013].

Nogle invertebrater, såsom *Gammarus pulex*, har ikke fysiske tilpasninger til livet i strømmende vand, men har adfærdsmæssige tilpasninger. De findes talrigt i vandløbene, og modstår vandets trækraft ved at gemme sig i områder med strømlæ. Det kan eksempelvis være inde imellem planter eller bagved og under sten [Sand-Jensen, 2013].

Invertebraternes transport ned igennem vandløb, kaldet drift, har sit maksimum om natten. Denne øgning i drift skyldes øget aktivitet, som eksempelvis fødesøgning. Derudover har nedbør en stor påvirkning på driften. Ved øget nedbør vil bundmaterialet sammen med invertebraterne blive ført væk. Arter af invertebrater, som lever fasthæftet eller begravet i sedimentet, indgår sjældent i driften, hvorimod arterne *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Chironomidae* og *Gammarus pulex*, som er fritlevende, findes talrigt i driften [Sand-Jensen, 2013].

Udover tilpasninger til strømmen, skal invertebraterne tilpasse sig mængden af ilt, da vandet indeholder 25 gange mindre ilt end luft. Dertil diffunderer ilten 10.000 gange langsommere igennem vandet end igennem luften, så det kræver tilpasninger for at kunne skaffe ilt [Sand-Jensen, 2013].

De fleste invertebrater optager ilt igennem kropsvæggen ved hjælp af hudåndedræt. Ilten diffunderer igennem dyrets hud ind i det luftfyldte trachésystem. Herefter transporteres ilten rundt i kroppen, hvor den diffunderer ind i kropsvæsken, samtidigt med, at kuldioxid diffunderer den modsatte vej [Ward, 1992; Sand-Jensen, 2013]. Hos nogle af disse invertebrater følger iltoptagelse med iltkoncentrationen i det omkringliggende vand, og disse arter kaldes konformere. De kan klare

en iltmætning på 60-80 %, men lever ofte i de øvre dele af vandløbet, hvor vandet er mættet med ilt. Andre arter kan godt holde til svingninger i iltkoncentrationen, da de har hæmoglobin i deres blod, og dermed opretholde en høj iltoptagelse. Disse arter kaldes regulatorer, og kendes ofte på den røde farve [Sand-Jensen, 2013].

Nogle invertebrater har udviklet ydre gæller, da iltoptagelse igennem hudåndedræt sker langsomt, og ved at have udviklet ydre gæller forøges den iltoptagende overflade [Ward, 1992; Sand-Jensen, 2013]. De ydre gæller ses ofte som bladformede udvækster. I gællerne findes der et stort system af trachéer [Sand-Jensen, 2013].

Andre arter har udviklet eksempelvis ånderør eller har en fysisk gælle. Nogle arter har stadig spirakler på bagkroppen, og har derfor udviklet et rør, så spiraklerne kan komme i kontakt med luften. Disse arter findes tæt på overfladen og steder, hvor der ikke er stærk strøm. Andre invertebrater bærer en luftboble, som forsyner dem med ilt igennem åbne spirakler langs bagkroppen. Boblen fastholdes af vandskyende hår, baghoffer eller ligger under dækvinger [Ward, 1992; Sand-Jensen, 2013].

4.2.2 Nøglearter

Vandløbets invertebrater påvirkes af forurening, og arterne har forskellige krav til vandløbets tilstand. Ved at undersøge sammensætningen i makroinvertebraternes samfund, kan det vurderes hvordan kvaliteten af vandet er. I et vandløb med god vandkvalitet kan findes der rentvandsarter, som er arter der er forureningsfølsomme. Dette er slægter af *Plecoptera*, og enkelte slægter af *Trichoptera*, *Ephemeroptera* og *Elmidae* [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Sand-Jensen, 2013].

Forureningsindikatorer er arter, som ikke er afhængige af iltindholdet i vandet, og dermed kan leve i iltfattigt vand. Dette gælder blandt andet arterne *Eristalis* og *Tubifex*. Arter som *Chironomus* og *Oligochaeta* kan, på grund af deres indhold af hæmoglobin, overleve i flere dage eller uger uden ilt. Findes der rigeligt med føde i vandløbet, kan de optræde i store mængder, og betragtes derfor som forureningsdominanter. Længere nedstrøms for en eventuel udledning findes der arter som *Asellus*, *Hirudinea*, *Lymnaea*, *Pisidium* og *Sphaerium*. Når vandløbet har gennemført selvrensning genfindes vandløbets oprindelige fauna [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Sand-Jensen, 2013].

5. Lovgivning vedrørende vandløb

Den menneskelige påvirkning på de danske vandløb har været stor igennem tiden, men i 1982 udkom Vandløbsloven, som omhandlede vandløbsvedligeholdelse samtidig med, at der blev taget hensyn til miljøet [Iversen & Ovesen, 1997]. Vandløbsloven indeholder en formålsparagraf, som henviser til, at vedligeholdelse skal leve op til de miljømæssige krav i forhold til vandløbskvaliteten:

"§ 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."

[Miljø- og Fødevareministeriet, 2016]

Regulativet gjorde, at der kom bestemmelser omkring grødeskæring, da det nu skulle leve op til miljømæssige krav. Det medførte nye regler for grødeskæring i forhold til hvornår og med hvilken metode der skulle anvendes [Bach *et al.*, 2016].

Senere i 1985 kom Danmarks første plan for at skabe et bedre vandmiljø. Det skete ved oprettelsen af NPO-handlingsplanen, som omhandlede, at mindske udledningen af næringssalte og organisk materiale [Miljøstyrelsen, 1985; Miljøstyrelsen, 2017]. Fokuset var især, at nedbringe udledningen af nitrat og fosfor [Miljøstyrelsen, 2017]. I handlingsplanen blev der opsat krav til landbruget omkring møddingsforhold, og omfanget af opbevaringskapaciteten til husdyrgødning. Derudover kom der tidsbegrænsning på hvornår, der måtte spredes med husdyrgødning på markerne, for at minimere risikoen for udvaskning [Miljøstyrelsen, 1985; Miljøstyrelsen, 2017].

5.1 Vandmiljøplan I

I 1986 var der massivt iltsvind i Kattegat, som fik politikerne til at udarbejde en ny handlingsplan. Det resulterede i Vandmiljøplan I, som blev vedtaget i 1987 [Sand-Jensen, 2013; Miljøstyrelsen, 2017]. Målene for Vandmiljøplan I var, at mindske udledningen af fosfor med 80 % og udledningen af kvælstof med 50 % [Grant *et al.*, 2002; Sand-Jensen, 2013]. Reducering i udledningen skulle ske igennem spildvandsrensning og ved, at stoppe alt direkte udledning fra gård til vandmiljøet [Grant

et al., 2002]. Derudover blev kravene til landbruget skærpet, i forhold til opbevaring og spredning af gødning [Miljøstyrelsen, 2017].

Nitratdirektivet blev vedtaget af EU i 1991, da de ville sikre vandkvaliteten i medlemslandene og forebygge forurening [EU-kommissionen, 2010; Miljøstyrelsen, 2017]. Det betød, at hvert medlemsland skulle udarbejde en handlingsplan, for at mindske udledningen af nitrat, hvilket betød, at Danmark integrerede et nitratdirektiv i deres miljøplan. Målet med direktivet var, at skabe foranstaltninger imod eutrofiering i ferskvand, fjorde og have [Miljøstyrelsen, 2017].

5.2 Vandmiljøplan II

Danmark kunne ikke leve op til målene om regulering i kvælstofudledning i Vandmiljøplan I, og derudover sendte EU-kommissionen i 1997 Danmark en påtale, da Danmark havde problemer med gennemførelsen af nitratdirektivet. Det betød, at Danmark i 1998 skabte en ny handlingsplan i form af Vandmiljøplan II [Grant *et al.*, 2002; Miljøstyrelsen 2017]. I den nye handlingsplan blev der sat fokus på, at mindske udledningen af kvælstof fra landbruget. Dette skulle ske igennem flere krav til opbevaring og spredning af husdyrgødning. Dertil skulle der vokse efterafgrøder på flere marker, for at sikre en optagelse af nitrat om efteråret [Grant *et al.*, 2002; Miljøstyrelsen, 2017]. Yderligere skulle der etableres vådområder og ske rejsning af skovområder [DMU, 2002; Grant *et al.*, 2002].

Målene i Vandmiljøplan II var, at opnå de mål, som var blevet fastsat i 1987 omkring reducere af kvælstofudledning, og at disse mål skulle være opnået i 2003. I 2003 målte man, at der var sket en reducere på 48 % i kvælstofudledningen [Miljøstyrelsen, 2017].

5.3 Vandrammedirektivet

Vandrammedirektivet blev vedtaget i 2000 af EU. Vandrammedirektivet havde til formål ikke kun at beskytte, men også forberede medlemslandenes ferskvand, kystvande og grundvand. Målsætningen var, at vandområderne kun skulle være under minimal påvirkning i forhold til deres oprindelige naturlige tilstand [Miljøstyrelsen, 2001; Grant *et al.*, 2002; Miljøstyrelsen, 2017]. Man skulle nu vurdere den økologiske tilstand i vandløbene, og EU krævede, at vandløbene i Danmark skulle være i "god tilstand". En god økologisk tilstand betyder, at man kun ser en svag afvigelse fra den oprindelige naturlige tilstand, og at vandløbet dermed er svagt ændret grundet menneskelig aktivitet [Miljøstyrelsen, 2001].

5.4 Vandmiljøplan III

Vandmiljøplan III kom i 2004, hvor målene blev, at reducere kvælstofudledningen yderligere med 13 % i perioden 2004-2015. Derudover skulle der ske en reducere af udledningen af fosfor på 25 % inden 2009, og derefter en yderligere reducere på 25 % inden 2015. Der skulle dertil etableres 50.000 ha randzoner, som skulle hjælpe med reducere udledning af fosfor [Miljøministeriet, 2004; Miljøstyrelsen, 2017].

I Vandmiljøplan III kom der fokus følsomme naturområder. Det blev blandt andet vedtaget, at der skulle oprettes beskyttelseszoner rundt om følsom natur. Indenfor disse beskyttelseszoner måtte der ikke oprettes nyt landbrug, hvilket satte et stop for udvidelse af landbrugsarealer i områder med følsom natur [Regeringen, 2004; Miljøstyrelsen, 2017].

5.5 Vandområdeplanerne

I Vandrammedirektivet er målene, at alle vandområder skal have god økologisk tilstand inden 2015. For at opnå dette resultat, blev vandområdeplanerne oprettet for at kunne forbedre vandområdernes nuværende tilstand. Vandområdeplanerne opererer indenfor 3 perioder; 2009-2015, 2015-2021 og 2021-2027 [Naturstyrelsen, 2015]. Planerne for den første periode, kaldet vandplanerne, skulle sikre, at målene om en god økologisk tilstand blev opfyldt inden 2015. I planerne blev det vedtaget, at 450 km vandløb skulle restaureres og 350 km rørlagte vandløb skulle åbnes op. Derudover skulle 1330 spærringer fjernes fra vandløbene for at give fisk og dyr fri passage igennem vandløbene [Miljøministeriet, 2017]. I den anden planlægningsperiode kom vandområdeplanerne, som videreførte målene for vandplanerne, da disse ikke var blevet opfyldt i første periode. I vandområdeplanerne blev der sat fokus på at forbedre vandløbenes fysiske tilstand, og dermed forbedre den økologiske tilstand, og nedbringelse spildevandspåvirkningen [Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning, 2016].

I 2014 blev det bestemt, at ændret vandløbsvedligeholdelse ikke skal indgå i anden planperiode af vandområdeplanerne. Derved indgår ændring af grødeskæringsmetoder ikke som en aktivt virkemiddel for at opnå miljøkravene [Bach *et al.*, 2016].

6. Grødeskæring

I de danske vandløb er grønnskæring en del af den lovpligtige vedligeholdelse. Grønnskæring skal sikre en øget vandafledning, og dermed sænke vandstanden og minimere risikoen for oversvømmelser [Bach *et al.*, 2016]. Tidligere blev en stor del af grøden skåret væk, nogle gange hele grøden, for at maksimere vandafledningen. Siden har man erfaret, at det ikke er nødvendigt at fjerne størstedelen af grøden for at opnå den ønskede effekt [Moeslund, 2007].

Grøden slås især i sommerperioden, da planternes biomasse er højest på dette tidspunkt [Bach *et al.*, 2016]. Effekten af grønnskæringen er meget variabel, da det afhænger af blandt andet plantesammensætningen og grønnskæringsmetoden. Gennemsnitligt ser man et fald i vandstanden på 16 cm, og en genvækst af planterne efter 3-4 uger [Bach *et al.*, 2016].

I de fleste danske vandløb er der faste tidspunkter på året, hvor der må ske grønnskæring. Dette kan give konsekvenser i forhold til formålet med at minimere oversvømmelser. Der kan derfor stadig forekomme oversvømmelser ved kraftig nedbør inden en grønnskæring, eller ved kraftig nedbør 3-4 uger efter en grønnskæring, da der er sket genvækst af planterne [Bach *et al.*, 2016].

Om sommeren kan grønnskæring skabe problemer for fisk, hvis vandstanden bliver for lav. Derfor bør man sikre, at i vandløb med lav vandføring, at vandstanden ikke falder for meget. Det gælder eksempelvis for vandløb med gyde- og opvækstområder for laks, hvor vandstanden ikke bør reduceres til mindre end 10-15 cm, og i laksefiskevand bør den ikke reduceres til mindre end 50 cm [Bach *et al.*, 2016].

6.1 Metoder

Grønnskæringsmetoden har en betydning for effekten af grønnskæringen, men også en betydning for den negative effekt af grønnskæring. Det betyder, at jo mindre en del af den totale plantebiomasse som skæres, jo mindre negativ effekt ses i vandløbet. Ved minimal eller ingen grønnskæring vil der derfor være begrænset eller ingen negativ effekt, hvorimod ved fuldskæring vil der være størst negativ effekt. Effekten afhænger dog af flere parameter som eksempelvis artssammensætningen af planter [Moeslund, 2007; By- og Landskabsstyrelsen, 2008; Bach *et al.*, 2016].

Inden grønnskæring i et vandløb, skal det vurderes hvilken metode, som vil opnå størst effekt, samtidig med, at grønnskæringen opfylder Vandløbslovens paragraf omkring miljømæssige hensyn. Metoden skal sikre, at vandet frit kan strømme via strømrønder, samtidig med at der efterlades grøde, som kan skabe levesteder og føde for smådyr og fisk [Bach *et al.*, 2016].

6.1.1 Generel strømrendeskæring

Generel strømrendeskæring er en metode, hvor der skæres en bugtet bane ned igennem grøden, så vandet får en naturlig strømning [Moeslund, 2007; By- og Landskabsstyrelsen, 2008; Bach *et al.*, 2016]. Ved at fjerne 25 % af grøden i vandløbet, ses der en forbedring af vandføringen på 50 % af den maksimale effekt ved grødeskæring. Yderligere anslås det, at ved fjernelse af 50 % fra grøden, opnås der 75 % af den maksimale effekt. Ved at skære i samme strømrende igennem en lang periode, vil der dannes en stor mængde af aflejret materiale udenfor strømrenden, og det forslås derfor, at man lejlighedsvis fjerner det meste af grøden i vandløbet [Bach *et al.*, 2016].

Miljømæssig yder generel strømrendeskæring en fordel for vandløbet, idet det fremmer vandløbets udvikling, ved at skabe et varieret forløb og dermed skaber større fysisk variation. Dog efterlades en bred del af bunden uden grøde, hvilket skaber begrænsede levesteder for planter, fisk og smådyr. I strømrenden vil kun nogle enkelte arter kunne leve, hvor der modsat vil være en større diversitet uden for strømrenden [Bach *et al.*, 2016]. Væksten hos vegetationen langs brinkerne kan sammen med aflejringen udenfor strømrenden, føre til indsnævring af vandløbet [Moeslund, 2007]. Ved at øge bredden på strømrenden, og ved hyppig og hård grødeskæring, kan dette yde en stor negativ effekt både på det miljømæssige og det naturlige miljø [Bach *et al.*, 2016].

Det er dog ikke en fordel, at anvende strømrendeskæring i brede vandløb som indeholder stryg, medmindre man laver flere strømrender. Det skyldes, at der naturligt dannes strømrender ned over et stryg, og ved at skære en enkelt strømrende, vil der blive opsamlet aflejret materiale i områderne udenfor strømrenden. Derved forsvinder stryget, hvilket kan have en negativ effekt på fiskene, smådyrene og planterne [Bach *et al.*, 2016].

6.1.2 Netværksskæring

Ved netværksskæring skæres der flere strømrender i grøden, som efterligner vandstrømmenes naturlige forløb, hvor strømrenderne opdeles og samles ned igennem vandløbet. Denne metode er effektiv på områder med stryg, da vandet naturlig opdeler sig i flere strømrender hen over stryg. Metoden er yderligere effektiv i både smalle vandløb, hvor det giver mulighed for grøden at vokse naturligt, og i vandløb med et lavt fald, da det kan skabe gode forhold for dyr og planter, samtidig med at det øger vandføringsevnen [By- og Landskabsstyrelsen 2008; Bach *et al.*, 2016].

Ved sammenligning mellem generel strømrendeskæring og netværksskæring, ses der ofte størst økologisk effekt ved netværksskæring, da den danner varierende fysiske forhold. Modsat skaber generel strømrendeskæring størst effekt på vandføringen. I mellemstore og store vandløb kan

netværksskæring være vanskelig at udføre i forhold til generel strømrendeskæring [Bach *et al.*, 2016].

6.1.3 Kombineret strømrendeskæring

Kombineret strømrendeskæring kombinerer generel strømrendeskæring og netværksskæring, ved at der skæres en gennemgående strømrende samtidig med, at der efterlades planteøer, som opdeler vandstrømmen. På den måde skabes der mulighed for et god økologisk miljø samtidig med en høj vandføring [By- og Landskabsstyrelsen, 2008; Bach *et al.*, 2016]. Der skæres mange strømrender mellem svingene i vandløbet, mens der grødeskæres kraftigt i svingene, hvilket fremmer aflejrings- og erosionsmønstre [Bach *et al.*, 2016].

Metoden er dyr at praktisere, og kræver tid og erfaring for at kunne udføre metoden optimalt [Bach *et al.*, 2016].

6.1.4 Brinkskæring

I smalle vandløb, som ligger dybt nedgravet, kan brinkvegetationen være den vegetationen, som yder størst hydrauliske modstand, når der er høj vandstand. Da de høje brinker skygger over vandløbet, vokser der få eller ingen planter i vandløbet, og det vil derfor ikke være økonomisk eller effektivt at yde grødeskæring i vandløbet. Derimod vil man opnå størst effekt ved at beskære brinkerne, for at mindske den hydrauliske modstand. Det giver samtidig planterne lys, så de kan vokse og dermed skabe vigtige leveforhold for smådyr og fisk. Brinkskæring vil have størst effekt på vandafledningen, ved først at brinkskære august-september, og dermed udnytte brinkernes skygning først på sommeren [Bach *et al.*, 2016].

6.1.5 Selektiv grødeskæring

Selektiv grødeskæring handler om fjernelse af uønskede planter, hvorved man håber at fremme tilstedeværelsen af de tilbageblivende planter. Denne metode skal både fremme vandføringen og biodiversiteten. Denne metode er tidskrævende og kræver stor erfaring for at udføre, men metoden er miljømæssigt effektiv [Bach *et al.*, 2016].

6.1.6 Fuldkæring

Fuldkæring er en metode, hvor al grøden fjernes for at opnå en maksimal vandføring. Denne metode vil, alt efter hyppigheden af skæring, fremme mængden af arter som vokser hurtigt. Dertil vil metoden fjerne levesteder for smådyr og fisk, og dermed vanskeliggøre mulighederne for at leve op til de miljømæssige krav [Bach *et al.*, 2016].

6.1.7 Minimal eller ingen grødeskæring

Minimal eller ingen grødeskæring anvendes i vandløb, hvor der ikke er behov for afvanding. Det handler ofte om små kildebække med stort fald, og skovbække, hvor det omkringliggende område ikke har brug for vandafledning [Bach *et al.*, 2016]. Da denne metode har minimal eller ingen påvirkning på vandmiljøet, er den optimal i forhold til at sikre den naturlige økologiske tilstand [By- og Landskabsstyrelsen, 2008; Bach *et al.*, 2016].

6.2 Aalborg-metoden

Aalborg kommune har i samarbejde med entreprenør Lars Sloth udviklet en grødeskæringsmetode, kaldet Aalborg-metoden, som er blevet anvendt i Aalborg Kommune i nogle år. Metoden blev opfundet efter, at man havde observeret i Lindeborg Å, at den hyppige grødeskæring fremmede populationen af enkelt pindsvindeknop. Aalborg-metoden har det formål, at kunne anvendes i mellemstore og store vandløb med et lille fald, og sikre en varig effekt af grødeskæringen. Metoden er en videreudvikling af den generelle strømrende, men hvor man i Aalborg-metoden gentager skæring i den samme strømrende og skæres helt til bunden. Ved denne type skæring tillader det strømmen at fjerne det fine sediment, og derved efterlader en grovkornet bund [Bach *et al.*, 2016].

Metoden beskrives ved:

"Hyppigt, hurtigt, smalt og hårdt til bunden i en bugtet strømrende. Bugterne skal følge en formel, der hedder 7 gange vandløbsbredden" [Moeslund, 2016]

Den hyppige skæring skal sikre en fri strømrende, og dermed opretholde vandføring og minimere risikoen for oversvømmelser. Strømrenden skæres smalt for at sikre en høj vandføring, som er nødvendig for at kunne fjerne det fine materiale på bunden. Dette sikres yderligere ved at skære helt til bunden, og dermed blotligge bunden, hvilket skaber en stor kontaktoverflade mellem det hurtigt strømmende vand og bunden, hvilket øger fjernelsen af det fine sediment. Ved at skære helt til bunden, sikrer man en fri strømrende i længere tid, da man minimerer genvæksten ved stor beskadigelse af planterne [Moeslund, 2016].

Metoden viste sig at en effekt på at mindske dominansen af enkelt pindsvinesknop, idet der blev observeret forekomst af andre arter efter udførelse af Aalborg-metoden i Lindeborg Å, dog var spredningen og forekomsten af de andre arter lille, og spredningsgraden var minimal [Bach *et al.*, 2016; Moeslund, 2016]. Metoden forventes derudover at forbedre forholdene for smådyrene og fiskene, idet metoden fremmer fjernelsen af fint sediment og derved blotlægger en grov bund. Det

ses yderligere, at metoden fremmer vandløbets naturlige udformning, og kan derved forvandle brede lige vandløb til mæandrede vandløb [Bach *et al.*, 2016; Moeslund, 2016].

7. Vandløb

I dette projekt arbejdes der med seks forskellige vandløb, hvoraf nogle af dem er vedligeholdt via Aalborg-metoden.

7.1 Lindenberg Å

Lindenberg Å udspringer fra en lille kilde på en mark ved byen Ravnkilde i Himmerland. Simested Å udspringer samme sted, men Simested Å strømmer sydpå, hvorimod Lindenberg Å strømmer mod nord. Lindenberg Å strækker sig 48 km fra udspring til udløbet i Limfjorden. Kort efter får Lindenberg Å tilført vand fra forskellige kildevæld, blandt andet Lille Ravnkilde og Nysum Vældet. Bækken er kendetegnet ved at have en bund med varierende bundmateriale, og indeholder gode gydepladser og skjulesteder for fisk og smådyr. Flere bække og kilder tilløber Lindenberg Å, og på strækningen ved Rold Skov begynder Lindenberg at blive dybere og bredere [Jensen, 2005]. I Lindenberg Å's øvre og mellemste dele er der store strækninger, hvor vandløbet ikke er reguleret, og igennem Rold Skov er vandløbet stort set uberørt [Miljøministeriet, 2011].

I 2003 begyndte man at anvende Aalborg-metoden i Lindenberg Å. I det efterfølgende år har man set ændringer i bundmaterialet, hvor sten og grus er kommet frem. Dertil ses der forbedringer ved indvandring af flere ægte vandplanter og en udvikling i smådyrs- og fiskelivet [Aalborg Kommune (A), 2017].

7.2 Skibsted Å

Skibsted Å dannes ved sammenløb af flere mindre vandløb, og hovedløbet strækker sig ca. 20 km inden det tilløber Lindenberg Å. Skibsted Å har en gennemsnitsbredde på 4 meter [Jensen, 2005]. I 1950'erne blev Skibsted Å udrettet og uddybet, men 1990'erne blev der fjernet forhindringer i vandløbet, samtidig med, at der blev udlagt gydebanker [Jensen, 2005; SSL, 2007]. På trods af kanaliseringen har Skibsted Å et godt fiskeliv, som gavnes af udlægningerne af gydebanker [SSL, 2007].

Grøden i Skibsted Å er blevet skåret efter Aalborg-metoden siden 2003 [Baattrup-Pedersen, pers. com., 2017].

7.3 Østerå

Østerå udspringer i området omkring Støvring, og er ca. 15 km langt. Vandløbet løber igennem Aalborg centrum, inden det udløber i Limfjorden. Den del af vandløbet, som løber igennem Aalborg, er rørlagt [Aalborg Kommune (B), 2017]. I 1890'erne blev en stor del af området omkring Østerå opdyrket, og derfor blev en stor del af vandløbet rettet ud og de nærliggende våde områder drænet. I 1988 udkom en rapport fra Danmarks Naturfredningsforening med forslag om, at genoprette forskellige naturtyper og skabe et grønt område. Forslaget blev vedtaget, og man genslyngede en del af Østerå. Derudover blev alle dræn nedlagt, og der blev anlagt to søer, som modtager vand fra vandløbet ved oversvømmelser [Park og Natur, 2005]. Da dannelsen af det nye genoprettede grønne område var et vellykket projekt, blev det i 1995 vedtaget, at udvide naturgenoprettelsen længere mod syd. Dermed blev yderligere et stykke af Østerå genslynget [Park og Natur, 2005; Park og Natur, 2006]. I 2008 vedtog Aalborg byråd at genåbne den rørlagte del af Østerå. Projektet har til formål, at forberede den økologiske tilstand i Østerå, så den kan leve op til Vandplanernes mål om, at vandløbet skal have en god økologisk tilstand. Derudover skal genåbningen skabe et attraktivt miljø i byen, samtidig med at byen klimasikres [Aalborg Kommune (B), 2017].

Aalborg-metoden er blevet anvendt i Østerå siden 2008, og siden da har man set stor fremgang i vandløbet. Sten og grus er blevet en del af bundmaterialet og der er kommet flere plantearter i vandløbet. Dertil er der sket en indsnævring af vandløbet. Lodsejer melder derudover tilbage om positive oplevelser med, at området ikke er hårdt ramt af oversvømmelser samtidig med, at kvaliteten af de omkringliggende enge øges [Aalborg Kommune (A), 2017].

7.4 Binderup Å

Binderup Å udspringer øst for Suldrup og efter ca. 31 km udløber vandløbet i Limfjorden ved Nibe Bredning. Binderup Å er særlig ved, at kun den øvre del af vandløbet er blevet udrettet og at der er ca. 20 km af vandløbet, som er forblevet ureguleret og naturligt. På trods af bevaringen af vandløbets naturlige forløb, var Binderup Å i 1960'erne kraftigt forurenede fra dambrug, mejerier og byer [Naturstyrelsen (A), 2017].

I 2010 blev en opstemning til en gammel vandmølle og en fisketrappe fjernet fra Binderup Å, og blev erstattet med et 160 m langt stryg, som skulle sikre, at fisk og smådyr frit kunne bevæge sig forbi området [Naturstyrelsen (A), 2017]. I 2016 blev Naturstyrelsen færdig med et projekt, som

havde til formål, at skabe vådområder rundt om Binderup Å for at mindske udledningen af kvælstof. Under projektet blev alle drænrør, som udløb i vandløbet, omlagt, så de i stedet udledte vandet til engene omkring vandløbet. Derudover blev dele af den udrettede strækningen genslynget, for at skabe bedre levevilkår for fisk [Naturstyrelsen (B), 2017].

Binderup Å vedligeholdelses efter netværksmetoden, som udføres med en le [Baattrup-Pedersen, pers. com., 2017].

7.5 Sønderup Å

Vest for Rold Skov udspringer Sønderup Å fra en kilde. Vandløbet er ca. 35 km langt, hvorefter det udløber i Halkær Å. Sønderup Å løber de sidste 10 km inden udløbet igennem Sønderup Ådal, som er Danmarks længste og dybeste erosionskløft. De stejle skråninger har vanskeliggjort dyrkning i ådalen, men vandløbet har i stedet været anvendt til mølledrift og dambrug. Siden 2000 er flere dambrug blevet lukket, og Nordjyllands Amt nedlagde i 2006 tre dambrug, som hindrede ørreder i at nå gydepladser i den øvre del af Sønderup Å [Danmarks Naturfredningsforening, 2017].

På en strækning i den nedre del af Sønderup Å grødeskæres der ved netværksskæring med le, men størstedelen af vandløbet grødeskæres ikke [Baattrup-Pedersen, pers. com., 2017].

7.6 Dybvad Å

Dybvad Å udspringer nord for Gatten Plantage i Vesthimmerland. Vandløbet har et jævnt fald og stor dybde, og består hovedsageligt af en sandet bund. Den nedre del af vandløbet er udrettet, men i de øvre dele af vandløbet findes der store strækninger med naturlige slyngninger [DTU Aqua, 2009].

Dybvad Å skæres efter Aalborg-metoden [Baattrup-Pedersen, pers. com., 2017].

8. Materialer og metode

Projektet har til formål at vurdere vandkvaliteten i udvalgte vandløb. Dette gøres ved udførelse af DVFI, som er en analyse af vandløbets sammensætning af makroinvertebrater.

8.1 DVFI

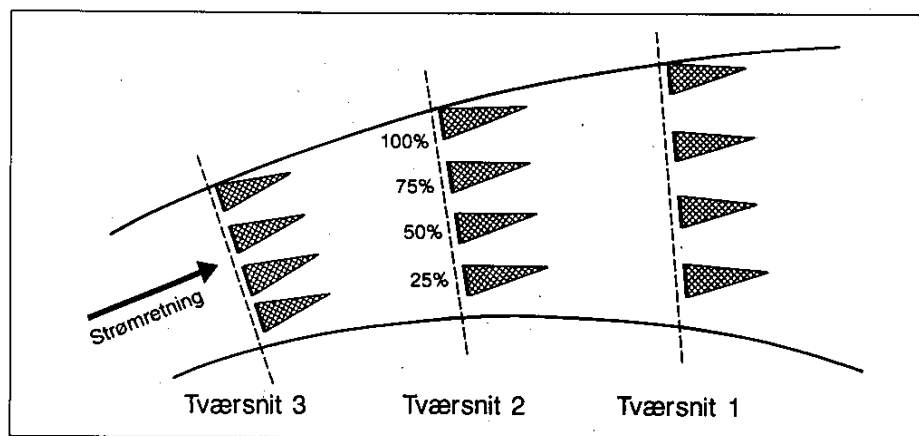
Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) anvendes som en biologisk metode til at vurdere vandkvaliteten. Ved udførelse af DVFI anvender man ofte sammensætningen af makroinvertebrater som indikator for, hvordan den økologiske tilstand er i et vandløb. Makroinvertebrater har en forholdsvis lang livscyklus, som kan variere fra nogle måneder til år, og derved kan analyse give indblik på, hvordan den økologiske tilstand har været over en periode [Miljøstyrelsen, 1998].

DVFI indeholder en standardiseret prøvetagning, hvorefter makroinvertebraterne sorteres og nøgles. Ud fra faunasammensætningen kan faunaklassen og dermed vandkvaliteten udregnes. Metoden kan anvendes i alle typer vandløb [Miljøstyrelsen, 1998].

Til udførelse af DVFI anvendes en standardketcher, som har en åbning på 25x25 cm. Netposen er tilspidset og har en maskevidde på 0,5 mm [Miljøstyrelsen, 1998].

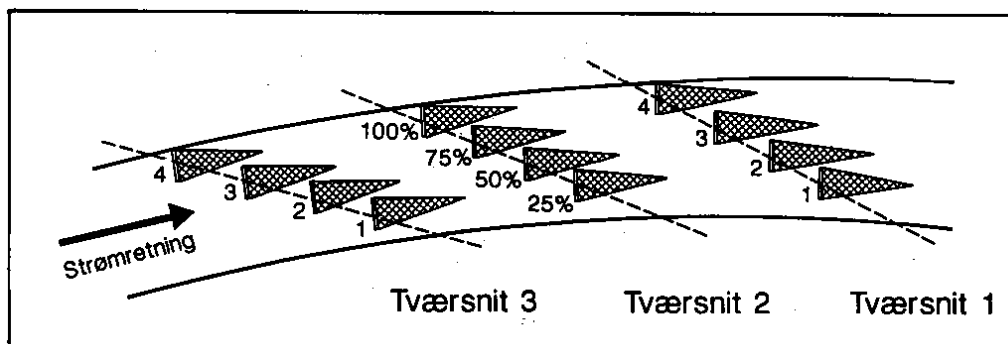
8.1.1 Udførelse af DVFI

Ved udførelse af DVFI, vælges tre tværsnit i vandløbet, med ca. 10 meters mellemrum. Findes der et stryg ved stationen, bør minimum et af tværsnittene ligge her. Langs hvert tværsnit udføres 4 sparkeprøver, som ligger i en afstand fra den ene bred på 25, 50, 75 og 100 % af bredden på vandløbet (se figur 8.1) [Miljøstyrelsen, 1998].



Figur 8.1: Fordelingen af tværsnit og spark ved udførelse af DVFI. Der bør være ca. 10 meters afstand mellem tværsnittene [Miljøstyrelsen, 1998].

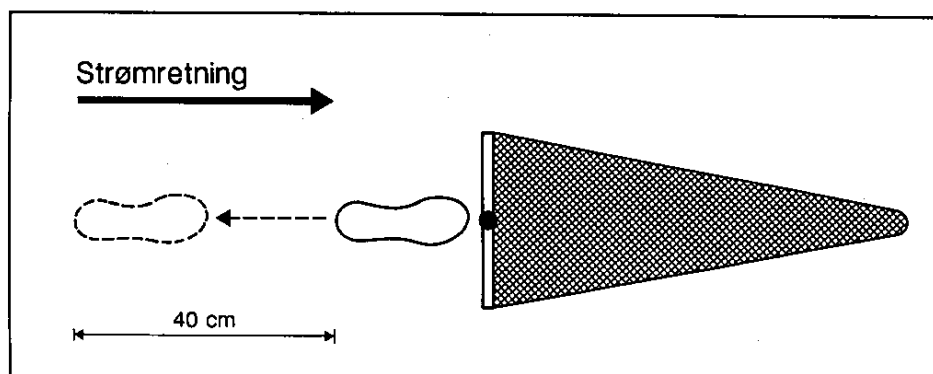
I tilfælde af, at vandløbet er smallere end 1 meter, og dermed smallere end 4 ketcheres bredde, liggess tværnsnittende diagonalt (se figur 8.2) [Miljøstyrelsen, 1998].



Figur 8.2: Fordelingen er spark i et vandløb, som er smallere end 1 meter [Miljøstyrelsen, 1998].

Ved prøvetagningen udføres sparkeprøven først i tværnsnittet længst nedstrøms og hvorefter der arbejdes op igennem vandløbet [Miljøstyrelsen, 1998].

En sparkeprøve udføres ved, at standardketcheren placeres på bunden med åbning imod strømmen. Prøvetagerens fod placeres foran ketcheråbningen, hvorefter foden trykkes ned i vandløbsbunden og foden trækkes ca. 40 cm bagud imod strømmen (se figur 8.3). Sparket udføres igen, efter sedimentet er faldet til ro. Når andet spark er udført og sedimentet igen er faldet til bund, samles prøven i en beholder [Miljøstyrelsen, 1998].



Figur 8.3: Udførelsen af spark [Miljøstyrelsen, 1998].

I langsomflydende vandløb, skal sparket udføres ved at vrikke foden fra side til side, mens den trækkes bagud. Efter sparkes føres ketcheren efter det samme spor, så det opslemmede materiale opsamles. I store og dybe vandløb, hvor det ikke er muligt for prøvetageren at krydse, tages prøverne i 0, 33, 66 og 100 % fra vandløbsbredden, hvor 100 % er den maksimale afstand, som er sikkert for prøvetageren [Miljøstyrelsen, 1998].

Alle 12 sparkeprøver samles til én prøve. Hvis prøven ikke skal sorteres og nøgles med det samme, skal den konserveres i ethanol. Her anvendes 96 % ethanol, så der endeligt opnås en koncentration på 80 % [Miljøstyrelsen, 1998].

Efter sparkeprøven indsamles en pilleprøve. Her bruges ca. 5 minutter på at indsamle invertebrater, som findes på planter, grene og sten. Pilleprøven og sparkeprøven skal holdes adskilt [Miljøstyrelsen, 1998].

Tilsammen danner sparkeprøven og pilleprøven én faunaprøve, som repræsenterer stationen [Miljøstyrelsen, 1998].

Makroinvertebraterne blev sorteret efter [Dall & Lindegaard, 1995], og faunaklassen findes ud fra skemaet i bilag A. Ud fra faunaklassen kan den økologiske tilstand vurderes ud fra tabel 8.4.

DVFI faunaklasse	1-2	3	4	5-6	7
Økologiske tilstandsklasse	Dårlig (1)	Ringe (2)	Moderat (3)	God (4)	Høj (5)

Tabel 8.4: Bestemmelse af vandløbs økologiske tilstand ud fra faunaklasse [Baattrup-Pedersen et al., 2004].

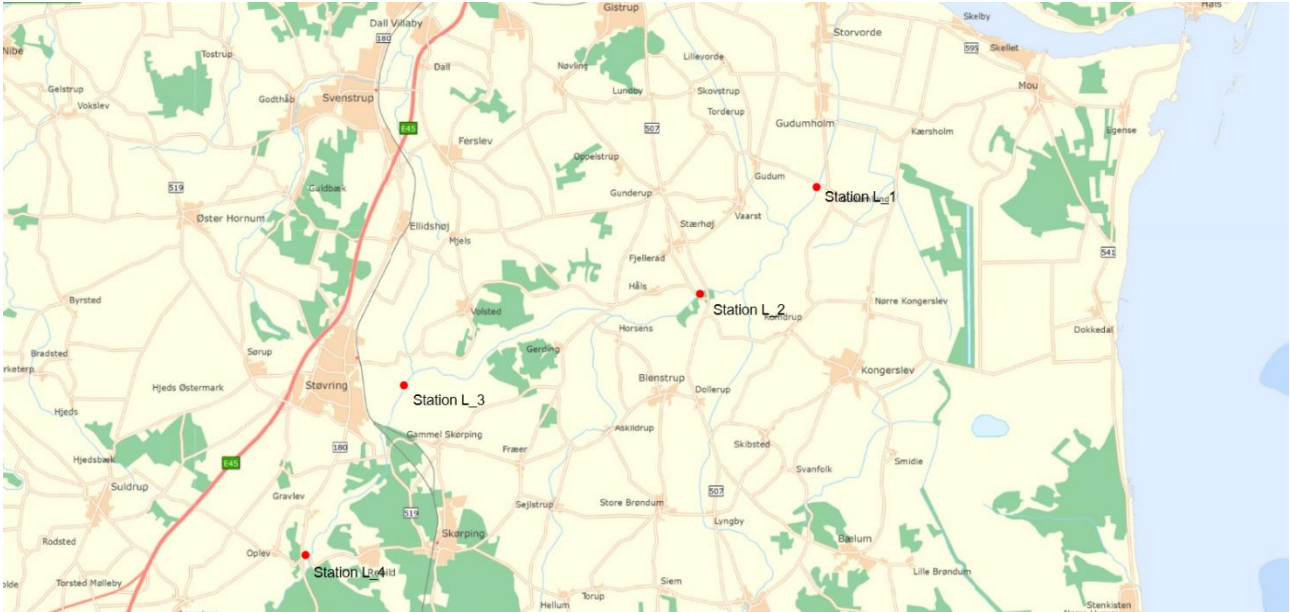
8.2 Stationer

Seks år blev udvalgt til dette projekt, hvoraf fire af dem grødeskæres efter Aalborg-metoden. I hvert vandløb blev der udvalgt forskellige stationer, for at kunne give et gennemgående indblik i, hvordan vandløbskvaliteten er ned gennem vandløbene.

Stationerne skal være repræsentative for den vandløbsstrækning der ønskes undersøgt. Ved blød bund, hvor den standardiserede metode ikke kan udføres, udføres en modificeret udgave af sparkeprøven [Miljøstyrelsen, 1998].

8.2.1 Lindenberg Å

I Lindeborg Å blev der udvalgt 4 stationer, som er angivet på kort 1. Koordinaterne for stationerne findes i tabel 8.5.



Kort 1: Stationerne i Lindenberg Å [Udført i ArcGIS]

Station	Breddegrad	Længdegrad
L_1	56.9422	10.1000
L_2	56.9097	10.0330
L_3	56.8844	9.8706
L_4	56.8324	9.8153

Tabel 8.5: Koordinaterne for stationerne i Lindenberg Å.

8.2.2 Skibsted Å

I Skibsted Å blev der udvalgt 3 stationer, som er angivet på kort 2. Koordinaterne for stationerne findes i tabel 8.6.



Kort 2: Stationerne i Skibsted Å [Udført i ArcGIS].

Station	Breddegrad	Længdegrad
SK_1	56.9005	10.0599
SK_2	56.8686	10.0382
SK_3	56.8438	10.0337

Tabel 8.6: Koordinaterne for stationerne i Skibsted Å.

8.2.3 Østerå

I Østerå blev 4 stationer udvalgt, som er angivet på kort 3. Stationernes koordinater findes i tabel 8.7.



Kort 3: Stationerne i Øster Å [Udført i ArcGIS].

Station	Breddegrad	Længdegrad
Ø_1	57.0329	9.9221
Ø_2	57.0110	9.9096
Ø_3	57.0000	9.8915
Ø_4	56.9727	9.8736

Tabel 8.7: Koordinaterne for stationerne i Øster Å.

8.2.4 Binderup Å

I Binderup Å blev 4 stationer udvalgt, som er angivet på kort 4. Koordinaterne for stationerne findes i tabel 8.8.



Kort 4: Stationerne i Binderup Å [Udført i ArcGIS].

Station	Breddegrad	Længdegrad
B_1	57.0028	9.6739
B_2	56.9852	9.6781
B_3	56.9615	9.6697
B_4	56.9368	9.6390

Tabel 8.8: Koordinaterne til stationerne i Binderup Å.

8.2.5 Sønderup Å

I Sønderup Å blev der udvalgt 3 stationer, som er angivet på kort 5. Koordinaterne for stationerne findes i tabel 8.9.



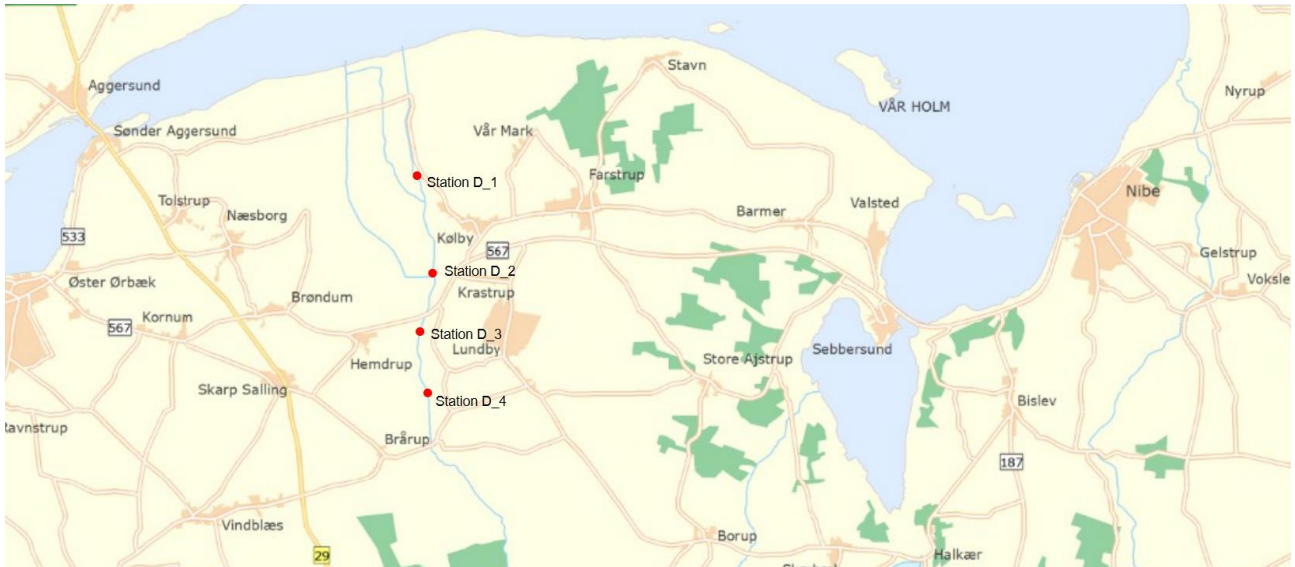
Kort 5: Stationerne i Sønderup Å [Udført i ArcGIS].

Station	Breddegrad	Længdegrad
SØ_1	56.9120	9.5733
SØ_2	56.9001	9.5739
SØ_3	56.8893	9.5749

Tabel 8.9: Koordinaterne til stationerne i Sønderup Å.

8.2.6 Dybvad Å

Der blev udvalgt 4 stationer i Dybvad Å, som er angivet på kort 6. Koordinaterne til stationer findes i tabel 8.10.



Kort 6: Stationerne i Dybvad Å [Udført i ArcGIS].

Station	Breddegrad	Længdegrad
D_1	56.9896	9.4055
D_2	56.9713	9.4108
D_3	56.9602	9.4063
D_4	56.9483	9.4092

Tabel 8:10: Koordinaterne til stationerne i Dybvad Å.

9. Resultater

Faunaprøverne blev indsamlet i perioden 27. marts - 10 april 2017. Alle prøver blev indsamlet på dage, hvor der ikke havde været nedbør i de to foregående døgn. Prøverne blev sorteret samme dag, som de blev indsamlet. Herefter blev de konserveret i 96 % ethanol, hvorefter de blev nøglet nogle døgn senere. Til at nøglet makroinvertebraterne blev [Dall & Lindegaard, 2004] anvendt. Efter bestemmelse af makroinvertebraterne, blev arterne inddelt i positive eller negative diversitetsgrupper. Derefter blev antallet af negative diversitetsgrupper fratrukket antallet af positive diversitetsgrupper, og derved blev diversitetsklassen fundet. Derefter blev tabel 3.1 fra [Miljøstyrelsen, 1998] (kopi i bilag A) anvendt til at udregne faunaklassen.

9.1 Lindenberg Å

Indsamling af prøver i Lindenberg Å skete den 9/4-2017.

Station L_1

Vandløbets bund er varierende ved station L_1, hvor der både findes sand, grus og blødt materiale på bunden. Vanddybden er meget varierende, da findes lave områder ved stryg på omkring 30 cm, samtidig med, at der findes dybe områder, hvor dybden er over 1 meter. Vandløbet havde en bredde på ca. 6 meter. Her findes spredt og forskellig plantemateriale. Under prøvetagningen blev der indfanget ørredyngel.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	20	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	82	Positiv
<i>Baetis sp.</i>	1	Positiv
<i>Glossiphonia complanata</i>	3	
<i>Simuliidae</i>	1	
<i>Elmis sp.</i>	7	Positiv
<i>Hydropsyke sp.</i>	24	
<i>Sialis sp.</i>	2	Negativ
<i>Limnephilidae</i>	2	Positiv
<i>Silo sp.</i>	1	Positiv
<i>Heptagenia sp.</i>	1	Positiv
Diversitetsklasse		6

Faunaklasse	5
--------------------	----------

Tabel 9.1 Resultater for station L_1, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

I tabel 9.1 ses resultaterne for station L_1. Ud fra antallet af positive og negative diversitetsgrupper, opnås en diversitetsklasse på 6. Da *Ephemera sp.* blev fundet ved station L_1, som tilhører nøglegruppe 1, opnår station L_1 en faunaklasse på 5.

Station L_2

Vandløbets bund bestod hovedsageligt af sand, hvor kanterne var dækket med dyn og mudder. Få planter spredt over området. Stationen var overskygget grundet høje træer. Vanddybden var omkring 70 cm og bredden på vandløbet ca. 4 meter.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	90	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	101	Positiv
<i>Asellus aquaticus</i>	4	Negativ
<i>Glossiphonia complanata</i>	2	
<i>Nemoura sp.</i>	2	Positiv
<i>Polycentropodidae</i>	1	
<i>Hydropsyke sp.</i>	3	
<i>Sialis sp.</i>	1	Negativ
<i>Limnephilidae</i>	1	Positiv
<i>Limoniinae</i>	1	
<i>Sericostomatidae</i>	1	Positiv
Diversitetsklasse		3
Faunaklasse		5

Tabel 9.2 Resultater for station L_2, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Tabel 9.2 viser resultaterne for station L_2. Stationen opnår en diversitetsklasse på 3 ud fra antallet af positive og negative diversitetsgrupper. Da der både blev fundet *Ephemera sp.* og *Sericostomatidae*, som tilhører nøglegruppe 1, opnår station L_2 en faunaklasse på 5.

Station L_3

Station L_3 består gennemgående af blød bund med enkelte områder sand. Vandstanden er ca. 60 cm, og der fandtes enkelte spredte vandplanter. Bredden på vandløbet er omkring 2,5 meter.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
-------------	---------------------	-------------------

Vurdering af Aalborg-metodens effekt på vandløbsinvertebrater

<i>Gammarus pulex</i>	9	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	13	Positiv
<i>Asellus aquaticus</i>	8	Negativ
<i>Sialis sp.</i>	7	Negativ
<i>Limnephilidae</i>	1	Positiv
Diversitetsklasse		1
Faunaklasse		4

Tabel 9.3 Resultater for station L_3, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

I tabel 9.3 ses resultaterne for station L_3. Grundet antallet af positive og negative diversitetsgrupper, opnår station L_3 en diversitetsklasse på 1. Da *Ephemera sp.* tilhører nøglegruppe 1, opnår station L_4 en faunaklasse på 4.

Station L_4

Vandløbet er indsnævret til omkring 50 cm, og dybden omkring 20 cm. Bunden er dækket af grus og planter står spredt over bunden. Stationen er halvt dækket af skygge fra træer.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	4	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	2	Positiv
<i>Asellus aquaticus</i>	1	Negativ
<i>Lymnaea peregra</i>	6	Negativ
<i>Oligochaeta</i>	1	
<i>Nemoura sp.</i>	8	Positiv
<i>Leptoceridae</i>	1	Positiv
<i>Limnephilidae</i>	3	Positiv
Diversitetsklasse		3
Faunaklasse		4

Tabel 9.4 Resultater for station L_4, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Resultaterne for station L_4 ses i tabel 9.4. Stationen opnår en diversitetsklasse på 3. Da *Ephemera sp.* blev observeret, opnår station L_4 en faunaklasse på 4.

9.2 Skibsted Å

Prøverne fra Skibsted Å blev indsamlet den 7/4-2017.

Station SK_1

Ved station SK_1 i Skibsted Å var bunden dækket af blødt materiale. Vanddybden var omkring 60 cm, og bredden omkring 3 meter. Planter kunne ikke observeres, da vandet var uklart.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	33	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	1	Positiv
<i>Asellus aquaticus</i>	5	Negativ
<i>Glossiphonia complanata</i>	3	
<i>Sphaerium sp.</i>	50	Negativ
<i>Oligochaeta</i>	2	
<i>Erpobdella sp.</i>	1	Negativ
<i>Sialis sp.</i>	10	Negativ
Diversitetsklasse		-2
Faunaklasse		3

Tabel 9.5 Resultater for station SK_1, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

I tabel 9.5 ses resultaterne for station SK_1. Da der ses flest negative diversitetsgrupper, opnår stationen en negativ diversitetsklasse på -2. På trods af at *Ephemera sp.* blev fundet ved stationen, kan nøglegruppe 1 ikke anvendes, da diversitetsklassen er negativ. I stedet anvendes nøglegruppe 3, da der findes over 10 *Gammarus pulex* i prøven, og derved opnår station SK_1 en faunaklasse på 3.

Station SK_2

Ved station SK_2 var der udlagt gydebanks, hvilket dannede en varieret vandløbsbund med sand, grus og sten. Her blev observeret flere typer planter fordelt i vandløbet. Vandløbet var omkring 3 meter bredt, og dybden var omkring 60-70 cm dybt. Under indsamlingen blev der indfanget en bæklampret.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	18	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	4	Positiv
<i>Baetis sp.</i>	33	Positiv
<i>Oligochaeta</i>	2	

Vurdering af Aalborg-metodens effekt på vandløbsinvertebrater

<i>Nemoura sp.</i>	17	Positiv
<i>Elmis sp.</i>	4	Positiv
<i>Hydropsyke sp.</i>	7	
<i>Limnephilidae</i>	1	Positiv
<i>Rhycophila sp.</i>	2	Positiv
Diversitetsklasse		7
Faunaklasse		5

Tabel 9.6: Resultater for station SK_2, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Resultaterne for station SK_2 ses i tabel 9.6. Ud fra antallet af positive diversitetsgrupper, opnår stationen en diversitetsklasse på 7. Da *Ephemera sp.*, som tilhører nøglegruppe 1, blev observeret, opnår station SK_2 en faunaklasse 5.

Station SK_3

Vandløbsbunden består af sand, grus og sten, og der er udlagt gydebanks. Der ses forskellige arter planter, som er placeret i et mosaikmønster. Dybden er omkring 60 cm og bredden på vandløbet er 2 meter. Under prøvetagningen blev der observeret to bæklampretter.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	37	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	83	Positiv
<i>Baetis sp.</i>	80	Positiv
<i>Dicranota sp.</i>	5	
<i>Rhycophila sp.</i>	2	Positiv
<i>Elmis sp.</i>	1	Positiv
<i>Hydropsyke sp.</i>	2	
<i>Empididae sp.</i>	1	
<i>Limnephilidae</i>	1	Positiv
<i>Nemoura sp.</i>	6	Positiv
<i>Sericostomatidae</i>	1	Positiv
Diversitetsklasse		8
Faunaklasse		6

Tabel 9.7 Resultater for station SK_3, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

I tabel 9.7 ses resultaterne for station SK_3. Stationen opnår en diversitetsklasse på 8, grundet de positive diversitetsgrupper. Da både *Ephemera sp.* og *Sericostomatidae* findes i nøglegruppe 1, opnår station SK_3 en faunaklasse på 6.

9.3 Østerå

Indsamlingen af prøver i Østerå skete den 6/4-2017.

Station Ø_1

Ved station Ø_1 var bunden dækket af dyn, mudder og blød bund. Den bløde bund besværliggjorde indsamlingen, og indsamlingen blev derfor ikke udført i 100% af tværsnittet. Der kunne ikke observeres planter. Vandstanden var omkring 70 cm, og bredden omkring 4 meter.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	23	Positiv
<i>Sialis sp.</i>	4	Negativ
<i>Baetis sp.</i>	2	Positiv
<i>Heteroptera corixinae</i>	1	
<i>Simuliidae</i>	3	
<i>Caenis sp.</i>	1	Positiv
Diversitetsklasse		2
Faunaklasse		4

Tabel 9.8 Resultater for station Ø_1, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Resultaterne for station Ø_1 ses i tabel 9.8. Stationen opnår en diversitetsklasse på 2. Da der blev fundet over 10 *Gammarus pulex* og én *Caenis sp.*, ender station Ø_1 med en faunaklasse på 4.

Station Ø_2

Bunden ved station Ø_2 var dækket af grus og store sten. Her fandtes enkelte forskellige planter. Stryget gjorde, at der var en lille vanddybde på 30 cm, mens vandløbet var omkring 3,5 meter bredt.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	23	Positiv
<i>Asellus aquaticus</i>	21	Negativ
<i>Baetis sp.</i>	25	Positiv
<i>Glossiphonia complanata</i>	21	
<i>Simuliidae</i>	7	
<i>Elmis sp.</i>	1	Positiv

Vurdering af Aalborg-metodens effekt på vandløbsinvertebrater

<i>Hydropsyke sp.</i>	21	
<i>Sialis sp.</i>	8	Negativ
<i>Helopdella stagnalis</i>	11	Negativ
<i>Lymnaea peregra</i>	3	Negativ
<i>Nemoura sp.</i>	2	Positiv
<i>Sphaerium sp.</i>	7	Negativ
<i>Oligochaeta</i>	1	
<i>Bithynia leachi</i>	1	
Diversitetsklasse		-1
Faunaklasse		3

Tabel 9.9 Resultater for station Ø_2, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Resultaterne for station Ø_2, som ses i tabel 9.9, viser, at stationen får en diversitetsklasse på -1. På trods af fund af *Elmis sp.*, som tilhører nøglegruppe 2, anvendes nøglegruppe 3, da der blev observeret over 5 *Asellus aquaticus*. Derved opnår station Ø_3 faunaklasse 3.

Station Ø_3

Der var gydebanker ved station Ø_3, så bunden var dækket af sten og grus. Vandstanden var lav, omkring 30 cm, mens bredden var 3,5 meter. Der var spredte planter over gydebankerne.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	475	Positiv
<i>Sphaerium sp.</i>	1	Negativ
<i>Lymnaea peregra</i>	1	Negativ
<i>Nemoura sp.</i>	3	Positiv
<i>Baetis sp.</i>	38	Positiv
<i>Glossiphonia complanata</i>	6	
<i>Simuliidae</i>	159	
<i>Elmis sp.</i>	1	Positiv
<i>Hydropsyke sp.</i>	19	
<i>Sialis sp.</i>	3	Negativ
<i>Limnephilidae</i>	3	Positiv
<i>Helopdella stagnalis</i>	12	Negativ
<i>Asellus aquaticus</i>	65	Negativ
Diversitetsklasse		0

Faunaklasse	3
--------------------	----------

Tabel 9.10 Resultater for station Ø_3, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Tabel 9.10 viser resultaterne for station Ø_3. Da antallet af positive og negative diversitetsgrupper går op med hinanden, opnår stationen en diversitetsklasse på 0. Selvom *Elmis sp.* findes i nøglegruppe 2, anvendes nøglegruppe 3, da der observeres flere end 5 *Asellus aquaticus*. Derved opnår station Ø_3 en faunaklasse 3.

Station Ø_4

Vandløbsbunden består af sand med enkelte områder med grus og mudder. Vandstanden er ca. 50 cm og bredden er 2 meter. Planter står enkelt spredt. Området er halvt i skygge på grund af spredte høje træer langs brinken.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	51	Positiv
<i>Asellus aquaticus</i>	3	Negativ
<i>Baetis sp.</i>	1	Positiv
<i>Glossiphonia complanata</i>	1	
<i>Helopdella stagnalis</i>	2	Negativ
<i>Nemoura sp.</i>	9	Positiv
<i>Oligochaeta</i>	1	
<i>Sialis sp.</i>	11	Negativ
<i>Limnephilidae</i>	2	Positiv
<i>Polycentropodidae</i>	1	
Diversitetsklasse		1
Faunaklasse		4

Tabel 9.11 Resultater for station Ø_4, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Tabel 9.11 viser resultaterne for station Ø_4. Ud fra antallet af positive og negative diversitetsgrupper, ender stationen med en diversitetsklasse på 1. Da der findes over 10 *Gammarus pulex* i prøven, anvendes nøglegruppe 3, og derved opnår station Ø_4 en faunaklasse på 4.

9.4 Binderup Å

Prøverne fra Binderup Å blev indsamlet den 28/3-2017.

Station B_1

Vandløbsbunden ved station B_1 var sandet, med enkelte planter ude langs kanterne. Vandløbet er omkring 90 cm dybt ved stationen, og 4 meter bredt.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	187	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	3	Positiv
<i>Baetis sp.</i>	10	Positiv
<i>Glossiphonia complanata</i>	3	
Simuliidae	10	
<i>Dicranota sp.</i>	1	
<i>Asellus aquaticus</i>	1	Negativ
<i>Helopdella stagnalis</i>	1	Negativ
<i>Oligochaeta</i>	2	
Limnephilidae	17	Positiv
Leptoceridae	1	Positiv
<i>Eropdella sp.</i>	1	Negativ
Diversitetsklasse		2
Faunaklasse		4

Tabel 9.12 Resultater for station B_1, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Resultaterne for station B_1, som ses i tabel 9.12, viser, at stationen har en diversitetsklasse på 2. Da *Ephemera sp.*, som tilhører nøglegruppe 1, blev observeret, opstår station B_1 en faunaklasse 4.

Station B_2

Stationen ligger i et skovområde, og derfor er der træer langs den ene side, som overskygger vandløbet sidst på dagen. Bunden er sandet med områder af grus. Der findes flere arter af planter, som er spredt ud over området. Dybden er omkring 80 cm, og vandløbet er omkring 4 meter bredt.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	191	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	6	Positiv
<i>Baetis sp.</i>	6	Positiv

Vurdering af Aalborg-metodens effekt på vandløbsinvertebrater

<i>Glossiphonia complanata</i>	3	
<i>Anisus sp.</i>	4	
<i>Sphaerium sp.</i>	1	Negativ
<i>Hydropsyke sp.</i>	6	
<i>Helopdella stagnalis</i>	1	Negativ
<i>Limnephilidae</i>	2	Positiv
<i>Rhyacophila sp.</i>	1	Positiv
<i>Simuliidae</i>	6	
Diversitetsklasse		3
Faunaklasse		4

Tabel 9.13 Resultater for station B_2, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Som det ses i tabel 9.13, opnår station B_2 en diversitetsklasse på 3. Da *Ephemera sp.* blev fundet i prøven, anvendes nøglegruppe 1, og dermed opnår stationen en faunaklasse på 4.

Station B_3

Der er udlagt et stort stryg ved station B_3, og derved er hele bunden dækket af sten og grus. Stationen var fyldt med forskellige planter. Vandstanden var lav ved stationen, omkring 20 cm, som skyldes det nye stryg. Vandløbet er omkring 2,5 m bredt ved stationen.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	108	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	61	Positiv
<i>Baetis sp.</i>	97	Positiv
<i>Dicranota sp.</i>	3	
<i>Simuliidae</i>	10	
<i>Elmis sp.</i>	6	Positiv
<i>Hydropsyke sp.</i>	24	
<i>Nemoura sp.</i>	2	Positiv
<i>Limnephilidae</i>	14	Positiv
<i>Sericostomatidae</i>	1	Positiv
<i>Rhyacophila sp.</i>	2	Positiv
Diversitetsklasse		8
Faunaklasse		6

Tabel 9.14 Resultater for station B_3, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Resultaterne for station B_3 ses i tabel 9.14. Grundet de positive diversitetsgrupper, opnår stationen en diversitetsklasse på 8. Da både *Sericostomatidae* og *Ephemera sp.* blev fundet ved stationen, som begge tilhører nøglegruppe 1, opnår station B_3 en faunaklasse 6.

Station B_4

Området ved station B_4 var for nyligt blevet restaureret, og derfor var der udlagt sten og grus i vandløbet. Der var planter fordelt i mosaikmønster over stationen. Vandet var omkring 50 cm dybt, og bredden var omkring 2,5 meter.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	87	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	36	Positiv
<i>Baetis sp.</i>	17	Positiv
<i>Glossiphonia complanata</i>	2	
<i>Simuliidae</i>	2	
<i>Elmis sp.</i>	1	Positiv
<i>Hydropsyke sp.</i>	15	
<i>Rhyacophila sp.</i>	3	Positiv
<i>Limnephilidae</i>	8	Positiv
<i>Silo sp</i>	1	Positiv
<i>Sericostomatidae</i>	1	Positiv
<i>Dicranota sp.</i>	1	
<i>Nemoura sp.</i>	8	Positiv
Diversitetsklasse		9
Faunaklasse		6

Tabel 9.15 Resultater for station B_4, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Som det ses i tabel 9.15, opnår station B_4 en diversitetsklasse på 9, grundet den store mængde positive diversitetsgrupper. Da *Sericostomatidae* og *Ephemera sp.* begge blev fundet i prøven, anvendes nøglegruppe 1, og derved opnår station B_4 en faunaklasse 6.

9.5 Sønderup Å

Prøverne fra Sønderup Å blev indsamlet den 4/7-2017.

Station SØ_1

Vandløbsbunden var sandet og mudret. Der fandtes enkelte spredte beplantninger. Vandløbet var dybt, omkring 1,2 meter, og omkring 5 meter bredt.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	15	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	18	Positiv
<i>Sialis sp.</i>	7	Negativ
<i>Simuliidae</i>	1	
<i>Empididae</i>	2	
<i>Asellus aquaticus</i>	2	Negativ
Diversitetsklasse		0
Faunaklasse		3

Tabel 9.16 Resultater for station SØ_1, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Som resultaterne i tabel 9.16 viser, går antallet af positive og negative diversitetsgrupper op med hinanden, og derved ender diversitetsklassen på 0. Da antallet af *Gammarus pulex* er over 10, anvendes nøglegruppe 3, og derved ender station SØ_1 med en faunaklasse på 3.

Station SØ_2

Bunden ved station SØ_2 var dækket af sten og grus med enkelte områder sand. Plantesammensætningen var varierende, og planterne var spredt i mosaikmønster over stationen. Området varierede i dybde, og vandstanden var mellem 40-80 cm. Vandløbet var omkring 3,5 meter bredt, og området var halvt overskygget af træer. Der blev observeret ørredyngel ved indsamlingen af prøverne.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	31	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	11	Positiv
<i>Heptagenia sp.</i>	12	Positiv
<i>Nemoura sp.</i>	1	Positiv
<i>Baetis sp.</i>	44	Positiv
<i>Glossiphonia complanata</i>	1	

Vurdering af Aalborg-metodens effekt på vandløbsinvertebrater

<i>Simuliidae</i>	4	
<i>Elmis sp.</i>	23	Positiv
<i>Hydropsyke sp.</i>	19	
<i>Silo sp.</i>	1	Positiv
<i>Limnephilidae</i>	6	Positiv
<i>Sericostomatidae</i>	3	Positiv
<i>Rhyacophila sp.</i>	2	Positiv
Diversitetsklasse		10
Faunaklasse		7

Tabel 9.17 Resultater for station SØ_2, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Resultaterne for station SØ_2 ses i tabel 9.17. Antallet af positive diversitetsgrupper resulterer i en diversitetsklasse på 10. Ved fundet af *Ephemera sp.* og *Sericotomatidae*, anvendes nøglegruppe 1, og stationen SØ_2 opnår derved en faunaklasse 7.

Station SØ_3

Vandløbsbunden består af varierende substrat, herunder sand, grus og sten. Enkelte store planteøer står placeret spredt over stationen. Vandløbet er 3 meter bredt og omkring 50 cm dybt. Ørredyngel blev indfanget ved indsamlingen.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	111	Positiv
<i>Baetis sp.</i>	26	Positiv
<i>Ephemera sp.</i>	28	Positiv
<i>Simuliidae</i>	34	
<i>Elmis sp.</i>	14	Positiv
<i>Hydropsyke sp.</i>	16	
<i>Heptagenia sp.</i>	7	Positiv
<i>Empididae</i>	1	
<i>Ryacophila sp.</i>	4	Positiv
<i>Sialis sp.</i>	1	Negativ
Diversitetsklasse		5
Faunaklasse		5

Tabel 9.18 Resultater for station SØ_3, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Resultaterne for station SØ_3 ses i tabel 9.18. Ud fra antallet af positive og negative diversitetsgrupper, opnår stationen en diversitetsklasse på 5. Da *Ephemera sp.* blev fundet i prøven, som findes i nøglegruppe 1, opnår stationen en faunaklasse 5.

9.6 Dybvad Å

Indsamlingen af prøver fra Dybvad Å skete den 2/4-2017.

Station D_1

Vandløbet er dybt ved denne station, mellem 1-1,5 meter. Grundet dybden blev indsamlingen ikke udført ved 100 % vandbredde. Vandløbet var omkring 5 meter bredt, og bunden består hovedsageligt af blød bund, men med et stryg af sten. Der findes få planter som står placeret langs kanten.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	42	Positiv
<i>Sphaerium sp.</i>	16	Negativ
<i>Glossiphonia complanata</i>	3	
<i>Sialis sp.</i>	22	Negativ
<i>Heteroptera corixinae</i>	2	
<i>Limnephilidae</i>	29	Positiv
<i>Helopdella stagnalis</i>	2	Negativ
<i>Asellus aquaticus</i>	3	Negativ
Diversitetsklasse		-2
Faunaklasse		3

Tabel 9.19 Resultater for station D_1, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

I tabel 9.19 ses resultaterne for station D_1. Da der findes et overtal af negative diversitetsgrupper, ender stationen med en negativ diversitetsklasse på -2. Her anvendes nøglegruppe 3 til at udregne faunaklassen, da der blev fundet over 10 *Gammarus pulex*. Derved opnår station D_1 en faunaklasse 3.

Station D_2

Vandløbsbunden består af hovedsageligt af sand med enkelte planter. Dybden er omkring 1 meter, mens vandløbet er 4,5 meter bredt.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	31	Positiv
<i>Sphaerium sp.</i>	2	Negativ
<i>Lymnaea peregra</i>	1	Negativ
<i>Sialis sp.</i>	5	Negativ
<i>Heteroptera corixinae</i>	1	
<i>Coleoptera gyrinus</i>	1	
<i>Orthoclaadiinae</i>	1	
<i>Tanytarsini</i>	1	
<i>Anisus sp.</i>	1	
<i>Limnephilidae</i>	17	Positiv
<i>Asellus aquaticus</i>	2	Negativ
Diversitetsklasse		-2
Faunaklasse		3

Tabel 9.20 Resultater for station D_2, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Resultaterne for station D_2 ses i tabel 9.20. Antallet af negative diversitetsgrupper gør, at diversitetsklassen ender på -2. Da antallet af *Gammarus pulex* er over 10, anvendes nøglegruppe 3, og derved opnår station D_2 en faunaklasse på 3.

Station D_3

Vandløbsbunden er dækket af sand med enkelte planter spredt placeret. Vandløbets bredde er omkring 3 meter, og dybden er ca. 90 cm.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	108	Positiv
<i>Sialis sp.</i>	1	Negativ
<i>Simuliidae</i>	3	
<i>Limnephilidae</i>	8	Positiv
<i>Dicranota sp.</i>	3	
<i>Asellus aquaticus</i>	4	Negativ
Diversitetsklasse		0
Faunaklasse		3

Tabel 9.21 Resultater for station D_3, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Tabel 9.21 viser resultaterne for station D_3. Da antallet af positive og negative diversitetsgrupper er ens, ender diversitetsklassen på 0. Nøglegruppe 3 anvendes til at bestemme faunaklassen, da der findes flere end 10 *Gammarus pulex* i prøven. Derved opnår station D_3 en faunaklasse 3.

Station D_4

Vandløbet er omkring 40 cm dybt og 1,5 meter bredt. Enkelte planter står spredt på vandløbsbunden. Bunden består hovedsageligt af sand.

Invertebrat	Antal observationer	Diversitetsgruppe
<i>Gammarus pulex</i>	82	Positiv
<i>Sialis sp.</i>	1	Negativ
<i>Glossiphonia complanata</i>	1	
<i>Lymnaea peregra</i>	1	Negativ
<i>Anisus sp.</i>	1	
<i>Dicranota sp.</i>	4	
<i>Asellus aquaticus</i>	1	Negativ
Diversitetsklasse		-2
Faunaklasse		3

Tabel 9.22 Resultater for station D_4, og dertil diversitetsklasse og faunaklasse.

Resultaterne for station D_4 ses i tabel 9.22. Antallet af negative diversitetsgrupper gør, at diversitetsklassen ender på -2. Antallet af *Gammarus pulex* betyder, at nøglegruppe 3 anvendes til at udregne faunaklassen. Station D_4 opnår derved en faunaklasse 3.

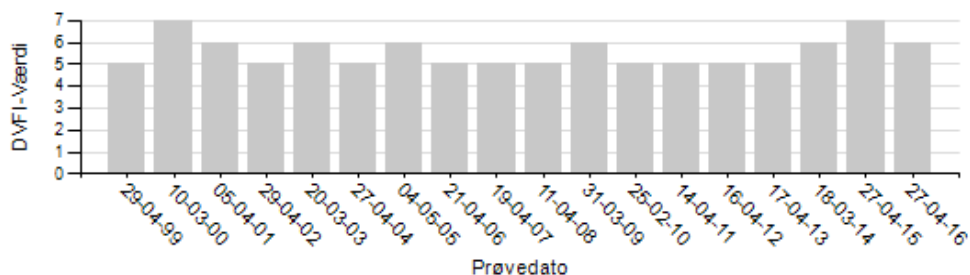
10. Diskussion

Vandløb har ikke et naturligt behov for grødeskæring for at opnå miljøkravene, men grødeskæring udføres for at forbedre afvandingen i det omkringliggende område. Grødeskæringen har ofte en negativ effekt på biologien i vandløbene, men forskellige metoder forsøger, at finde en balance mellem den ønskede afvanding samtidigt med at minimere den negative effekt på miljøet.

10.1 DVFI-resultater

10.1.1 Lindenberg Å

Resultaterne for Lindenberg Å viser, at station L_1 og L_2 har en faunaklasse 5, men station L_3 og L_4 har en faunaklasse 4. Dette betyder, at station L_1 og L_2 er i en god økologisk tilstand og station L_3 og L_4 er i en moderat økologisk tilstand. Derved lever station L_1 og L_2 op til kravene om, at danske vandløb skal have en god økologisk tilstand. Tidligere målinger ved disse stationer har også vist, at vandløbet i disse områder har en god økologisk tilstand. Der har været udført målinger ved station L_1 igennem flere år, og udviklingen ses på figur 10.1:



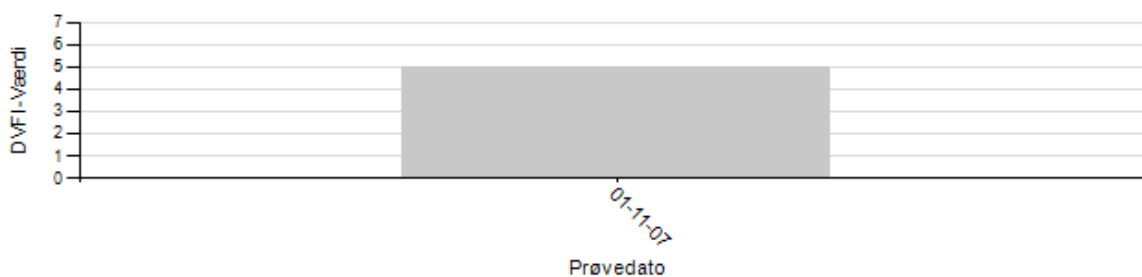
Figur 10.1: DVFI målinger ved station L_1 [Danmarks Miljøportal, 2017].

På figuren ses det, at stationen siden 1999 har haft en god økologisk tilstand [Danmarks Miljøportal, 2017]. I 2000 og 2015 har vandløbet opnået en høj økologisk tilstand. Siden 2003, hvor man begyndte, at anvende Aalborg-metoden i Lindenberg Å, kan man ikke konkret se en udvikling i DVFI'en.

Station L_3 og L_4 lever ikke op til kravene om at være i en god økologisk tilstand, da de kun har en moderat økologisk tilstand. En tidligere måling ved station L_3 i 2012 viste, at stationen havde en faunaklasse på 4 [Danmarks Miljøportal, 2017], og dermed havde en moderat økologisk tilstand. Derved er der ikke set nogen udvikling siden 2012 i dette område.

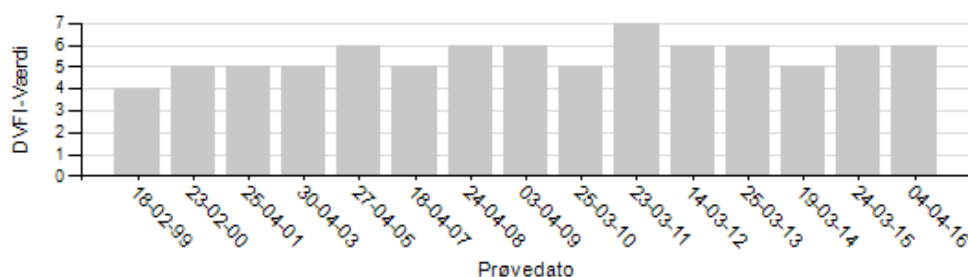
10.1.2 Skibsted Å

Station SK_1 i Skibsted Å havde en faunaklasse 3, og derfor er stationen i en ringe økologisk tilstand. Stationen lå lysåbent og omringet af landbrug, som kan have forringet tilstanden ved stationen. Yderligere blev der observeret uklart vand, som kan have påvirket tilstedeværelsen af planter, og dermed fjernet levesteder for makroinvertebrater. Ved stationerne SK_2 og SK_3 blev der fundet en faunaklasse på 5-6, og dermed opnår de en god økologiske tilstand, og lever til kravene om den økologiske tilstand. Tidligere i 2007 lavede man en måling ved station SK_3 (se figur 10.2), hvor der blev målt en faunaklasse på 5, hvor ved dette projekt blev fundet en faunaklasse på 6. Derved er der sket en lille udvikling, men denne har ikke påvirket den økologiske tilstand.



Figur 10.2: DVFI måling ved station SK_3 [Danmarks Miljøportal, 2017].

Da der ikke findes målinger ved stationerne fra før man begyndte at anvende Aalborg-metoden, er det dermed ikke muligt at konkludere, om der er sket en positiv eller negativ effekt på vandkvaliteten ved stationerne. Imellem station SK_2 og SK_3 er dog foretaget målinger af faunaklassen igennem flere år:

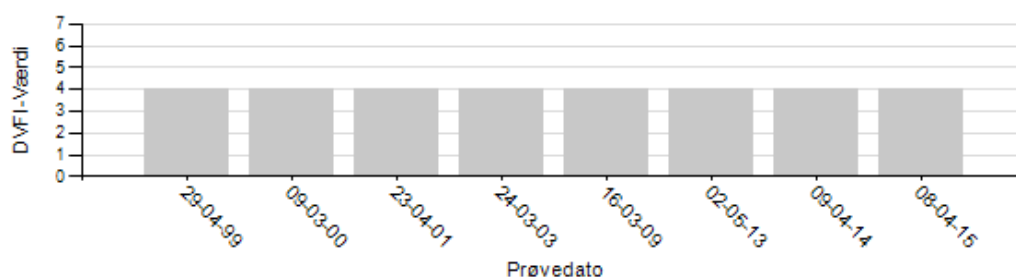


Figur 10.3: DVFI målinger mellem station SK_2 og SK_3 [Danmarks Miljøportal, 2017].

På figur 10.3 ses det, at siden Aalborg-metoden blev indført i 2003, har området generelt opnået en højere faunaklasse. Dog var området i en god økologisk tilstand inden indførelsen, men har siden opnået en højere faunaklasse end før. Derved lever dele af Skibsted Å op til kravet om, at have en god økologisk tilstand og en god vandkvalitet.

10.1.3 Østerå

Østerås resultater viser, at station Ø_1 og Ø_4 har en faunaklasse på 4, mens station Ø_2 og Ø_3 har en faunaklasse 3. Derved opnår station Ø_1 og Ø_4 en moderat økologisk tilstand, og station Ø_2 og Ø_3 opnår en ringe økologisk tilstand, og derved lever ingen af stationerne op til kravet om, at have en god vandkvalitet med en god økologisk tilstand. Tidligere målinger ved station Ø_2 viser, at stationen har haft en konstant faunaklasse 4 siden 1999 (se figur 10.4) [Danmarks Miljøportal, 2017]. Dette viser, at der ikke er sket nogen udvikling siden 2008, hvor anvendelse af Aalborg-metoden begyndte. De tidligere målinger bekræfter yderligere, at Østerå ikke lever op til de miljømæssige krav om den økologiske tilstand.



Figur 10.4: DVFI målinger ved station Ø_2 [Danmarks Miljøportal, 2017].

10.1.4 Binderup Å

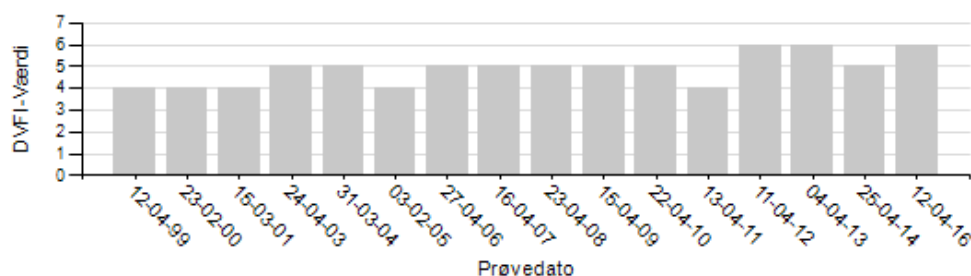
Resultaterne fra Binderup Å viser forskellige ting. Station B_1 og B_2 viser en faunaklasse 4, som beskriver, at stationerne er i en moderat økologisk tilstand. Stationerne B_3 og B_4 opnår en faunaklasse 6, og derved er i en god økologisk tilstand. Forskellen mellem stationerne var tydelige, idet at station B_3 og B_4 var restaureret. Der var yderligere forskel i mængden af planter, som kan have stor betydning på tilstedeværelsen af makroinvertebrater.

En tidligere måling ved station B_2 viser, at stationen tidligere i 2015 har haft en faunaklasse 5 (se figur 10.5) [Danmarks Miljøportal, 2017], og dermed en god økologisk tilstand. Derved har stationen tidligere levet op til kravene om at være i god økologisk tilstand.



Figur 10.5: DVFI måling ved station B_2 [Danmarks Miljøportal, 2017].

En tidligere måling ved station B_3 bekræfter projektets målinger, idet der i 2016 blev målt en faunaklasse 6 [Danmarks Miljøportal, 2017]. Flere målinger er blevet foretaget ved station B_4 (se figur 10.6). Efter at der blev indført netværksskæringen med le i 2007, i stedet for ekstensiv bådsføring, ses i en lille forbedring i faunaklassen, da den efter 2007 kommer op på en faunaklasse 6.



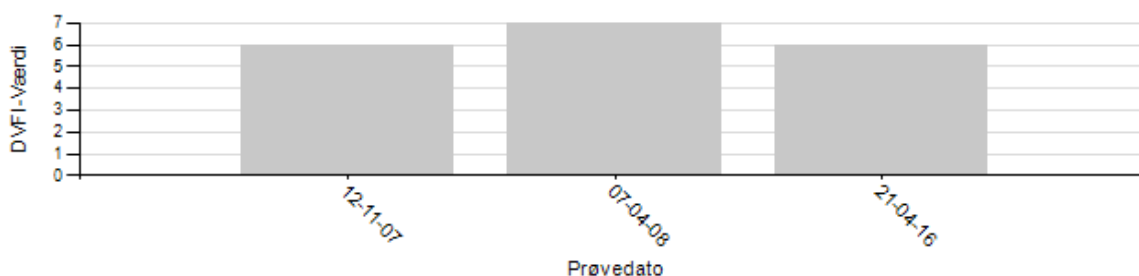
Figur 10.6: DVFI målinger ved station B_4 [Danmarks Miljøportal, 2017].

Det betyder, at den fysiske restaurering sammen med ændringen af grødeskæringsmetoden, har haft en positiv påvirkning på den økologiske tilstand ved station B_3 og B_4.

10.1.5 Sønderup Å

Stationerne i Sønderup Å viser forskellige resultater omkring kvaliteten af vandet i åen. Station SØ_1 viser en faunaklasse på 3, og dermed har stationen en ringe økologisk tilstand. Vandløbets fysiske udformning ved denne station, i forhold til de andre stationer i Sønderup Å, er kanaliseret, hvor de andre stationer ligger på slyngede strækninger.

Station SØ_2 opnår den højeste faunaklasse, og derved findes der en høj økologisk tilstand. Tidligere målinger viser både en god og en høj økologisk tilstand (se figur 10.7) [Danmarks Miljøportal, 2017], og derved lever station SØ_2 op til kravene om en god økologisk tilstand. Området var slynget og langs stationen var der træer og andet høj bevoksning, hvilket kan have bidraget til den høje økologiske tilstand.



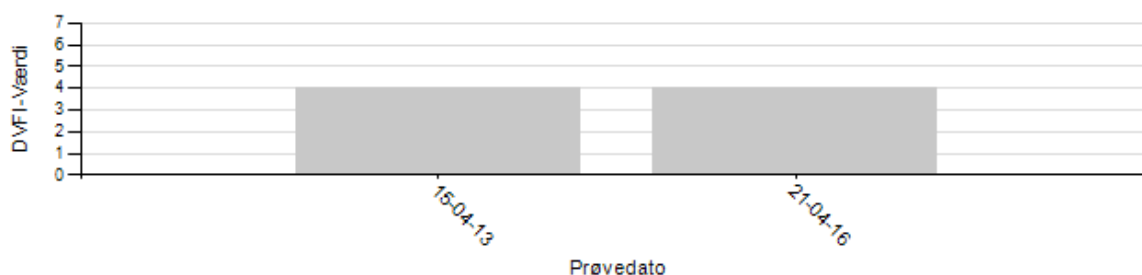
Figur 10.7: DVFI målinger ved station SØ_2 [Danmarks Miljøportal, 2017].

Station SØ_3 viser, grundet en faunaklasse på 5, at vandløbet ved denne station opnår en god økologisk tilstand, og derved lever op til de miljømæssige krav for vandløb. Stationen var på en slynget strækning, ligesom station SØ_2, men denne station var ikke omringet af træer, og derved var der ikke mulighed for skygning.

Station SØ_1 er en del af den nedre strækning som grødeskæres, mens station SØ_2 og SØ_3 ikke grødeskæres. Derved kan den gode økologiske tilstand i de to stationer, som ikke grødeskæres, skyldes, at vandløbet her er naturligt, og derved findes den bedste økologiske tilstand ved disse to stationer.

10.1.6 Dybvad Å

Alle stationerne i Dybvad Å havde en faunaklasse på 3, og derved har de alle en ringe økologisk tilstand. Tidligere målinger ved station D_1 viser en faunaklasse på 4 (se figur 10.8) [Danmarks Miljøportal, 2017], som betyder at stationen tidligere har opnået en moderat økologisk tilstand. Derved har stationen endnu ikke levet op til kravene om at være i en god økologisk tilstand.



Figur 10.8: DVFI målinger ved station D_1 [Danmarks Miljøportal, 2017].

Alle stationerne lå på strækninger, hvor vandløbet var kanaliseret og oplandet var landbruget. Derved kan den fysiske udformning have påvirket den økologiske tilstand, og har dermed ikke mulighed for at opnå en højere tilstand, hvis ikke den fysiske udformning af vandløbet forbedres.

10.1.7 Vurdering af resultater

Resultaterne for stationer giver ikke et konkret indblik i effekten af Aalborg-metoden. I Lindenberg Å og Skibsted Å, hvor Aalborg-metoden anvendes, blev der begge steder observeret en god økologisk tilstand. Modsat i Dybvad Å, som også skæres efter Aalborg-metoden, blev der observeret en ringe økologisk tilstand. Dette kan skyldes at både Lindenberg Å og Skibsted Å har gennemgående et mere naturligt forløb med slyngende strækninger samtidig med de løber igennem forskellige typer af natur. Dybvad Å er et stærkt kanaliseret vandløb som konstant ligger lysåbent. Østerå har også lange kanaliserede strækninger, og en del af åen er stadig rørlagt, og her ses der

heller ingen effekt på den økologiske tilstand som resultat af Aalborg-metoden. Derved kan det vurderes at Aalborg-metoden alene ikke kan forbedre den økologiske tilstand, men at det fysiske forløb skal forbedres før der ses positive effekter af Aalborg-metoden.

Stationerne i Binderup Å, som har gennemgået meget restaurering, har opnået en god økologisk tilstand. Dette beviser, at ved at fremme den naturlige udformning, vil dette forbedre den økologiske tilstand. Dertil ses det i Sønderup Å, at de stationer, som fandtes på naturlige strækninger og hvor der ikke foretages grødeskæringer, levede op til kravene om, at være i god økologisk tilstand. Det kan dermed vurderes, at vandløbene vil opnå en højere økologisk tilstand, ved at lade vandløbene genskabe et naturligt forløb og ved ingen grødeskæring.

10.2 Vurdering af grødeskæring

Konflikten ved grødeskæring omhandler ønsket om at aflede vand fra oplandet samtidig med at vandløbene lever op til miljømæssige krav. Ved grødeskæring kan man sænke vandstanden og friktionsmodstanden i vandløbet, og derved aflede en større volumen vand end i et naturligt vandløb. Grødeskæring kan dog påvirke den fysiske udformning og den biologiske tilstand i vandløbene negativt, da grødeskæring kan ændre bundforholdene, fjerne planter og ødelægge levesteder for smådyr og fisk. Der er taget forskellige metoder i brug for at opnå en optimal effekt, som fungerer både for landbruget og for miljøet.

Grødeskæring har ofte påvirket vandløbets morfologi. Ved strømrødeskæring har der været observeret en indsnævring af vandløbene, som en effekt af grødeskæringen. Derved kan vandløbenes fysiske tilstand ofte forbedres ved grødeskæring. Ved kanaliserede vandløb kan bugtet grødeskæring fremme mæandring, og derved kan vandløbene udvikle en naturlig udformning.

Grødeskæring skal hjælpe med at sænke vandstanden og øge vandhastigheden, idet mængden og typerne af undervandsplanter, kantplanter og brinkerne kan øge vandstanden og sænke vandhastigheden. Den hydrauliske modstand, som planterne yder, varierer fra år til år, da temperatur, nedbør og solskinstimer har stor påvirkning på planternes biomasse samt strømhastigheden. Derved kan man ved fordel vurdere planternes vækst i sæsonen, og derudfra vurdere hvor tidligt man skal grødeskære og hvor hyppigt der bør grødeskæres. Hyppigheden af grødeskæringen bør også vurderes ud fra planternes genvækst.

Hyppigheden af grødeskæring kan yderligere minimeres, hvis der kun udføres behovsbestemt grødeskæring i vandløbene. Grødeskæringen bør derfor kun udføres når der er risiko for oversvømmelser, og derved kan grødeskæringen virke optimalt i forhold til hensigten med at aflede vand og mindske mængden af oversvømmelser. Ved at minimere hyppigheden af grødeskæring, vil påvirkningen på den økologiske tilstand mindskes. Yderligere vil genvæksten af planterne sænkes, og derved opnår en grødeskæring en længerevarende effekt.

Bevoksning i randzonerne langs vandløb kan forventes, at have en positiv effekt på vandløbenes tilstand [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Baattrup-Pedersen *et al.*, 2013; Sand-Jensen, 2013]. Ved at minimere lysindstrålingen i vandløbene, kan man forhindre en overdreven vækst af planterne. Ved at have spredt og varierende vækst i randzonerne, vil dette stimulere dannelse af planteøer, som vokser i et mosaikmønster. Derved kan man naturligt mindske væksten i vandløbet og dermed holde en naturlig høj vandhastighed i vandløbene.

Beplantningen i randzonerne vil have yderligere positive effekter på vandløbene og naturen. Beplantningen vil mindske udledningen af næringsstoffer til vandløbene og derved forbedre tilstanden heri. Beplantningen vil dertil forbedre den generelle natur langs vandløbene, idet beplantningen kan øge den biologiske diversitet.

10.2.1 Vurdering af Aalborg-metoden

Aalborg-metoden er en videreudvikling af den generelle strømrødeskæring. Metoden har vist en positiv effekt på de fysiske tilstande i Lindeborg Å og Østerå. Det er blevet observeret, at efter indførelsen af metoden, er sket ændringer i bundmaterialet, indsnævring af vandløbene, og der er kommet flere arter af planter og et bedre fiskeliv i vandløbene. Med hensyn til afledning af vand, meldes der også positivt tilbage fra lodsejere.

På trods af at resultaterne fra DFVI ikke viser en direkte positiv effekt af Aalborg-metoden, kan det forventes, at effekten vil blive tydeligere på længere sigt. Idet at metoden har en positiv effekt på vandløbene fysiske udformning og på plantelivet, kan det forventes at denne forbedring vil forbedre den økologiske tilstand. Resultaterne viser, at Aalborg-metoden ikke har en værre effekt på vandløbene end andre grødeskæringsmetoder, foruden minimal eller ingen grødeskæring. Ved anvendelse af Aalborg-metoden, skærer man planterne til bunden og forventer derfor en længere

periode inden genvækst. Dette gør at hyppigheden af grødeskæringen minimeres, hvilket har en positiv påvirkning på den økologiske tilstand.

11. Konklusion

Ud fra resultaterne kan det konkluderes, at grødeskæring har en negativ effekt på den økologiske tilstand i vandløb. Aalborg-metoden har dog vist sig at opnå størst positiv effekt på den økologiske tilstand, hvis vandløbets morfologi er tæt på naturlig tilstand. I vandløb, hvor der findes strækninger, som ikke har et behov for afledning af vand, bør der ikke foretages grødeskæring, da dette vil være optimalt for den økologiske tilstand. I områder, hvor der findes et behov for afledning af vand, bør det vurderes hvilken metode er mest effektiv og hvor hyppigt der bør foretages grødeskæring. Yderligere bør der foretages en vurdering om hvornår der skal ske grødeskæring. Her bør der tages hensyn til nedbør, så der kun foretages grødeskæringer i perioder, hvor der vil være risiko for nedbør. Ved kun at grødeskære i disse perioder, mindskes risikoen for oversvømmelser samtidig med at vandløbet har en naturlig tilstand uden for perioderne.

Vandløbene er naturligt i en god økologisk tilstand, og derved opnås de bedste resultater ved, at føre vandløbene tilbage i en naturlig tilstand. Ved at fremme den fysiske udformning, har vandløbene de bedste forudsætninger for at genoprette den økologiske tilstand. Aalborg-metoden har haft positiv effekt på den fysiske udformning, og det kan derfor forventes, at den dermed fremmer den økologiske tilstand. Der findes dog problemer med at genoprette vandløbenes naturlige udformning, da det kan mindske landbrugsarealerne. I vandløb, hvor det ikke er muligt at genslynge, bør man i stedet udlægge gydebanker og plante bevoksning i randzonerne. På denne måde kan vandløbet naturligt udvikle et mosaikmønster, som opretholder en naturlig høj vandføring. Derved kan man opnå en høj økologisk tilstand, uden at mindske effekten af vandafledningen.

Man opnår en god økologisk tilstand i vandløb, som har en naturlig udformning og ved at holde vedligeholdelsen på et minimum, og derfor vurderes Aalborg-metoden som en god grødeskæringsmetode, da den fremmer den fysiske udformning og har en lav effekt på den økologiske tilstand.

12. Perspektivering

Grødeskæringsmetoderne bør stadig videreudvikleres, da der stadig findes vandløb som ikke er i en god økologisk tilstand. Det bør yderligere vurderes om vandløb, som er i en dårlig tilstand, bør gennemgå en restaurering, for at opnå de miljømæssige mål.

I fremtiden skal klimaforandringer indregnes i udviklingen af grødeskæringsmetoder. I fremtiden vil der komme mere ekstremt nedbør, og derved bør et udvidet behov for større afvanding tages i betragtning ved udvikling af nye metoder.

Referenceliste

- Aalborg Kommune (A). (2017). *Præsentation af Aalborg-metoden*. Aalborg Kommune. Hentet fra <http://www.aalborg.dk/miljoe-energi-og-natur/vandloeb/aalborg-metoden> (downloadet d. 02/01-2017).
- Aalborg Kommune (B). (2017). *Østerå - genåbning af Aalborgs Å*. Aalborg Kommune.
- Baatrup-Pedersen, A. (2000). *Planter i vandløb - fortid, nutid og fremtid*. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. ISBN: 87-7772-588-3.
- Baatrup-Pedersen, A., Friberg, N., Pedersen, M. L., Skriver, J., Kronvang, B. & Larsen, S. E. (2004). *Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb*. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet. Nr. 499. ISBN: 87-7772-817-3.
- Baatrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Kronvang, B. & Rasmussen, J. (2013). *Forventet effekt på naturen i randzoner og på vandmiljøet*. Århus Universitet. Plantekongres.
- Bach, H. (red), Baatrup-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*. Århus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. nr. 188.
- Burchart, H. F. & Jørgensen, T. W. (1976). *Hydrologi*. Aalborg Universitetscenter.
- By- og Landskabsstyrelsen. (2008). *Vejledning om grødeskæring i vandløb*. By- og Landskabsstyrelsen.
- Dall, P. C. & Lindegaard, L. (1995). *En oversigt over danske ferskvandsinvertebrater til brug ved af forurening i søer og vandløb*. Ferskvandsbiologisk Laboratorium ved Københavns Universitet. ISBN: 87-89143-13-2.
- Danmarks Miljøportal. (2017). Arealinformation. Danmarks Miljøportal. <http://arealinformation.miljoportal.dk/distribution/> (downloadet 25/05-2017).
- Danmarks Naturfredningsforening. (2017). *Sønderup Ådal*. Danmarks Naturfredningsforening. <http://www.fredninger.dk/fredning/soenderup-aadal/> (downloadet i 10/10-2016).
- DMU. (2002). *Effekten af virkemidlerne i Vandmiljøplan I og II set i relation til en ny vurdering af kvælstofudvaskningen i midten af 1980'erne*. Danmarks Miljøundersøgelse, Danmarks Jordbrugsforskning.

- DTU Aqua. (2009). *Udsætningsplan for tilløb til Limfjorden i det tidligere Nordjyllands Amt*. DTU Aqua.
- EU-kommissionen. (2010). *EU's nitratdirektiv*. Den Europæiske Union.
- Frier, J.-O. (2006). *Noter til vandløbslære*.
- Grant, R., Paulsen, I., Jørgensen, V. & Kyllingsbæk, A. (2002). *Vandmiljøplan II - baggrund og udvikling*. Danmarks Miljøundersøgelse, Danmarks Jordbrugsforskning. ISBN: 87-7772-675-8 (DMU).
- Iversen, H. L. & Ovesen, N. B. (1997). *Vandføringsevne i danske vandløb 1976-95*. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. ISBN: 87-7772-322-8.
- Jensen, A. T. (2005). *Lindborg Å - Kultur, natur og lystfiskeri*. Toft forlag. ISBN: 87-991012-0-3.
- Kronvang, B. (2013). *Miljøeffekten af randzoner*. Århus Universitet. Plantekongres.
- Landbrugs- og fiskeristyrelsen (A). (2017). *Randzoner*. Miljø- og Fødevarerministeriet. <http://lfst.dk/landbrug/natur-og-miljoe/randzoner/> (downloadet d. 14/03-2017).
- Landbrugs- og fiskeristyrelsen (B). (2017). *Grønne krav*. Miljø- og Fødevarerministeriet. <http://lfst.dk/landbrug/kort-og-markblokke/groenne-krav/#c30676> (downloadet d. 16/03-2017).
- Larsen, T. (2014). *Naturlige og regulerede vandløb - debat om blødbundsvandløb*. Aalborg Universitet.
- Miljø- og Fødevarerministeriet. (2016). *Bekendtgørelse af lov om vandløb*. Miljø- og Fødevarerministeriet. j.nr. 029-00510. <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=184067#id2c7cc341-1111-4f58-a204-4c0d6e5cb5c4> (downloadet d. 25/03-2017).
- Miljøministeriet. (2011). *Natura 2000-plan 2010-2015. Rold Skov, Lindborg Ådal og Madum Sø. Natura 2000-område nr. 18. Habitatområde H20. Fuglebeskyttelsesområde F3 og F4*. Miljøministeriet, Naturstyrelsen. ISBN: 978-87-7091-089-7.
- Miljøministeriet. (2017). *Fakta om vandplanerne*. Miljøministeriet.
- Miljøstyrelsen. (1985). *Aktuelle emner - NPO-handlingsplan og tilsyn m.v.* Miljøstyrelsen. Nr. 4 ISBN: 87-503-5658-5.

- Miljøstyrelsen. (1998). *Biologisk bestemmelse af vandløbskvalitet*. Miljø- og Energiministeriet. Nr. 5. ISBN: 87-7810-995-7.
- Miljøstyrelsen. (2001). *Redegørelse om Vandrammedirektivet*. Miljø- og Energiministeriet.
- Miljøstyrelsen. (2017). *Vandmiljøplanerne - et historisk overblik*. Miljø- og Fødevareministeriet. <http://mst.dk/borger/landbruget-miljoeet/baeredygtighed-i-landbruget/vandmiljoeplanerne-et-historisk-overblik/> (downloadet d. 26/03-2017).
- Moeslund, B. (2007). *Grødeskæring i vandløb - erfaringsopsamling af metoder, praksis og effekter*. Skov- og Naturstyrelsen. ISBN: 978-87-7279-794-6.
- Moeslund, B. (2016). *Grødeskæring efter Aalborg-metoden*. Orbicon. Projekt nr. 1321600200.
- NaturErhvervstyrelsen. (2016). *Krav om 5 procent miljøfokusområder*. Miljø- og Fødevareministeriet.
- Naturstyrelsen. (2015). *Arbejdsprogram for vandområdeplanerne 2015-2021*. Miljøministeriet.
- Naturstyrelsen (A). (2017). *Binderup Å og faunapassagen ved Huul Mølle*. Vokslev Samråd, Aalborg Kommune, Miljøministeriet.
- Naturstyrelsen (B). (2017). *Nye vådområder langs Binderup Å*. Miljø- og Fødevareministeriet. <http://naturstyrelsen.dk/lokale-enheder/lokale-nyheder/2017/maj/nye-vaadomraader-langs-binderup-aa/> (downloadet 09/10-2016).
- Nielsen, P. L., Brandt, L., Meyendorff, I., Landgren, L. & Christiansen, H. (2011). *Drift af renseanlæg - Miljøforståelse myndighed og ledelse*. COK - Center for Offentlig Kompetenceudvikling. ISBN: 978-87-7848-978-4.
- Park og Natur. (2005). *Østerådalens Nord*. Teknisk Forvaltning.
- Park og Natur. (2006). *Østerådalens Syd*. Teknisk Forvaltning.
- Regeringen. (2004). *Vandmiljøplan III, 2004*. Miljøministeriet, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Sand-Jensen, K. (2013). *Naturen i Danmark - De Ferske Vande*. Gyldendal A/S. ISBN: 978-87-02-030297
- Sand-Jensen, K. & Lindegaard, C. (2004). *Ferskvandsøkologi*. Gyldendal A/S. ISBN: 978-87-02-02921-5.

SSL. (2007). *Projektforslag gydebanker i Lindenberg Å-hovedløb*. SSL.

Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning. (2016). *Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn*. Miljø- og Fødevareministeriet.

Ward, J. V. (1992). *Aquatic Insect Ecology*. John Wiley & Sons. Inc. ISBN: 0-471-55007-8.

Bilag

Bilag A

Kopi af skema til bestemmelse af faunaklasse [Miljøstyrelsen, 1998].

Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI)

NØGLEGRUPPER (NG)	Antal diversitetsgrupper	≤ +2	+1 - 3	4 - 9	≥10
NØGLEGRUPPE 1: Brachyptera, Capnia, Leutra, Isogenus, Isoperla Isoptena, Perlodes, Protonemura, Siphonoperla Ephemeridae	≥ 2 grupper	-	5	6	7
Limnius Glossosomatidae, Sericostomatidae	1 gruppe	-	4	5	6
NØGLEGRUPPE 2: Amphinemura, Taeniopteryx, Ametropodidae, Ephemerellidae Heptageniidae, Leptophlebiidae, Siphonuridae Elmis, Helodes Rhyacophilidae, Goeridae Ancylus Hvis Asellus ≥ 5 prøves NG 3 Hvis Chironomus ≥ 5 prøves NG 4		4	4	5	5
NØGLEGRUPPE 3: Gammarus ≥ 10 Caenidae Andre Tricoptera end de ovenfor angivne ≥ 5 Hvis Chironomus ≥ 5 prøves NG 4		3	4	4	4
NØGLEGRUPPE 4: Gammarus ≥ 10, Asellus Caenidae Sialis Andre Tricoptera	≥ 2 grupper 1 gruppe	3 2	3 3	4 3	- -
NØGLEGRUPPE 5: Gammarus Baetidae Simuliidae ≥ 25 Hvis Oligochaeta ≥ 100 prøves NG 5, 1 gruppe Hvis Eristalis ≥ 2 prøves NG 6	≥ 2 grupper 1 gruppe eller Oligochaeta ≥ 100	2 2	3 2	3 3	- -
NØGLEGRUPPE 6: Tubificidae Psychodidae Chironomidae Eristalis		1	1	-	-