



for a living planet®



Död ved i vattendrag

Effekten av skogsålder och naturlig skyddszon på mängd död ved



Erik Degerman, Anton Halldén, Johan Törnblom

Omslag: I opåverkad skog finns det mycket död ved i och ovanför vattendrag.
Naturskog i Komi, Ryssland, 1996. Foto: Lennart Henrikson, WWF

Text: Erik Degerman, Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium
erik.degerman@fiskeriverket.se
Anton Halldén, länsstyrelsen i Jönköpings län
anton.hallden@f.lst.se
Johan Törnblom, Skogsmästarskolan, Sveriges Lantbruksuniversitet
johan.tornblom@smsk.slu.se

Redigering: Lennart Henrikson

Förord

Denna rapport är en del i rapporteringen från WWFs projekt Levande Skogsvatten

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens ställningstagande.

Levande Skogsvatten är ett projekt som ska:

- öka kännedomen om skogsvattens biologiska mångfald
- öka intresset för vattenfrågor bland olika aktörerna i skogslandskapet
- utveckla enkla verktyg för att hantera vattenfrågor i skogslandskapet
- visa på praktiska åtgärder i s.k. modellprojekt
- demonstrera hur vattenhänsyn kan integreras i det skogliga arbetet, från planering till konkreta åtgärder

Levande Skogsvattens vision är ett skogslandskap där vattenberoende arter kan leva under goda förhållanden samtidigt som naturresurserna kan utnyttjas, alltså en uthållig användning av skogslandskapet.

Levande Skogsvatten fungerar som ett nätverk av aktörer, t.ex. skogsägare, forskare, myndighetspersoner, som är intresserade av att utveckla vattenfrågorna i skogslandskapet.

Lennart Henrikson
WWF Program Våtmarker och Sötvatten

Innehållsförteckning

Sammanfattning

Inledning	1
Material och metoder	4
Resultat	6
Presentation av materialet	6
Hur varierade mängden död ved med vattendragets bredd och strömförhållanden?	7
Närmiljöns mark- och skogstyp och mängden död ved	8
Närmiljöns skogsålder och mängden död ved	9
Skyddszonens effekt på mängden död ved i skogsvattendrag	11
Död ved och habitatets lämplighet för fisk i skogsvattendrag	12
Diskussion	14
Erkännanden	15
Referenser	16

Sammanfattning

Länsstyrelsen i Jönköpings län har tagit fram en metod (Biotopkartering av vattendrag) för att kartera och kvantifiera olika biotoper och strukturer i vattendrag och deras närmiljö (0-30 m) samt omgivning (30-200 m från vattendraget).

Här görs en analys av de samlade inventeringarna från 213 vattendrag, en sammanlagd vattendragssträckning på 180,5 mil.

Syftet var att relatera mängden död ved (mätt som antal bitar om minst 1 m och med en diameter på minst 10 cm) till skogsålder och skyddszon i närmiljön, samt att studera effekten av död ved på vattendragets struktur och livsmiljö för öring.

Skogens delades in i fyra åldersklasser, ungskog, yngre produktionsskog, äldre produktionsskog och gammelskog. Mängden död ved var signifikant högst i gammelskog.

Som skyddszon benämndes skogsmark i närmiljön med mer naturlig karaktär än omgivningen. Bredden på skyddszonen delades in i fyra klasser; från 0 m till >30 m. Mängden död ved ökade signifikant med skyddszonens bredd.

Med ökad mängd död ved ökade signifikant mängden lekhabitat, uppväxtområden för ungar och ståndplatser för äldre öring, samtidigt ökade vattendragets breddvariation.

Med beaktande av tidigare resultat som visat på betydelsen av död ved för öring, så beräknas att hela 89% av den undersökta vattendragssträckningen av skogsvattendrag smalare än 6 m hade för lite död ved för att uppnå god förekomst och täthet hos öring. Dagens skogsbruk har därmed en omfattande påverkan på vattendragen.

Inledning

Om död ved

Det har länge varit känt hur viktig död ved i skogen är för den biologiska mångfalden, t ex i form av svampar, lavar och insekter (Jonsson & Kruys 2001). I Nordamerika har de senaste 20 åren även betydelsen av död ved för biologisk mångfald i vatten påvisats (se Bergquist 1999). Ett flertal studier har visat hur död ved påverkar vattendragens mångformighet (Naiman m. fl. 1992), genom att skapa höljar och trösklar (Beechie & Sibley 1997, Dahlström 2005), och hur detta påverkar omsättningen av nedfallande löv och andra växtdelar som är basen för skogsvattendragens produktion. Död ved och andra strukturer gör att vattendraget förmår att kvarhålla näringsämnen en längre tid (Valett m. fl. 2002). Dessutom omsätts det organiska materialet effektivare i olika biologiska processer. Död ved bidrar dessutom till att minska nettosedimenttransporten och verkar därmed ha dämpande effekter på eroderande processer (Tschaplinski & Hartman 1983) genom att det minerogena materialet hålls kvar längre och inte rör sig lika fort nedströms (Wallace m. fl. 1995).



Torrlagd vattenfåra i Laxbäcken, Vilhelmina, som visar hur en svag hölja börjat utbildas nedströms de två stockarna, medan en grundare strömsatt sträcka med grövre substrat bildas uppströms (pilen markerar strömriktningen). Notera att det finare sedimentet ansamlas i höljan. Foto: Johan Törnblom.

Död ved i vatten skapar också ståndplatser för fisk, skyddade mot rovdjur och vattenström. Svenska studier har visat att mängden öring i skogsvattendrag ökar med 300% när mängden död ved ökar från 0 till 8-16 bitar per 100 m² vattendragsyta (Degerman m. fl. 2004), vid ytterligare högre mängder död ved fortsatte mängden öring att öka, dock ej signifikant. Tillväxten för enskilda öringar förbättras också (Sundbaum & Näslund 1998), men denna tillväxtförbättring kan hämmas av att tätheterna av öring blir höga vilket leder till ökad konkurrens (Degerman m. fl. 2004). Även en art som bäcknejonöga ökar med mängden död ved, troligen för att det vid den döda veden ansamlas sand som utgör det substrat denna primitiva fisk lever nedgrävd i.

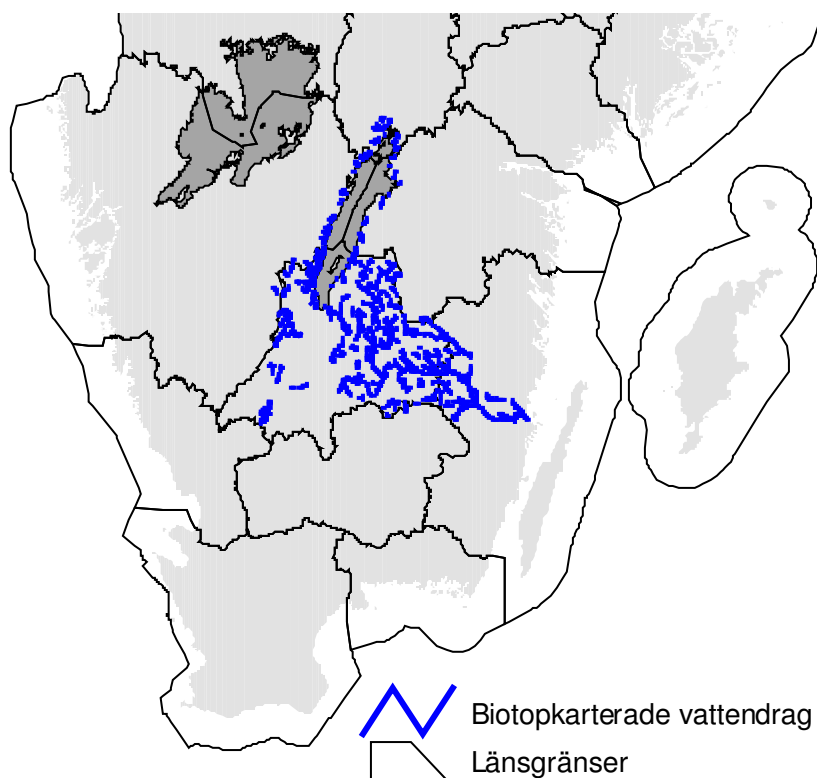
I landmiljön har mängden död ved reducerats med mer än 90 % jämfört med ursprungliga tillstånd som arter anpassat sig till (Siitonen 2001, Angelstam m. fl. 2004). Även mängden av död ved i svenska vatten är låg i en internationell jämförelse (Dahlström 2005). På samma sätt som i landmiljön borde bristen på död ved ha en storskaligt negativ effekt på vattendragens dynamik, mångformighet och resultera i lägre förekomst och täthet av öring i skogslandskapet (Näslund 1999).



Det långsamt flytande kustvattendraget Tämälven, Norrbotten, där en ensartad sandbotten får stor mångformighet genom död ved. Foto: Erik Degerman.

Biotopkartering

Länsstyrelsen i Jönköpings län har utvecklat en metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag (Halldén m. fl. 1997). Syftet med metoden är att lokalisera och kvantifiera olika typer av biotoper i vattendragen och deras närmiljö, samt att beskriva påverkan. Initialt karteras vattendraget genom flygbildstolkning och sedan fotvandras det utefter hela sin längd. Därvid beskrivs vattendraget, närmiljön (0-30 m från vattendraget), omgivningen (30-200 m från vattendraget) samt vandringshinder i vattendraget m.m. Inventeringarna har genomförts på småländska höglandet, i Emåns, Nissans, Göta älvs och Motala ströms vattensystem samt i bäckar som rinner till Vättern (Figur 1). Inventeringarna samlas i en databas på Länsstyrelsen i Jönköping.



Figur 1. Biotopkarterade vattendrag (Länsstyrelsen i Jönköpings län).

Syfte

Syftet med föreliggande arbete har varit att relatera mängden död ved i vattendragen till närmiljön kring vattendragen utgående från Länsstyrelsens biotopkarteringar. Här görs en analys av data från ett uttag ur biotopkarteringsdatabasen i maj 2004. Totalt ingår 213 vattendrag, från 0,1 till 227 km långa (4651 vattendragssträckor), sammanlagt en sträcka på 180,5 mil. Den viktigaste frågeställningen har varit att jämföra mängden död ved i vattendragsavsnitt med gammelskog eller väl utvecklade skyddszoner med områden med produktionsskog utan speciell hänsyn till vattendragen.

Material och metoder

Vid biotopkarteringen delas vattendraget i homogena sträckor, både betraktat från vattendraget och från omgivande närmiljö. Sträckorna i vattendragen bör inte vara kortare än 30 m, men enstaka partier ned till 15 m finns avgränsade.

Död ved (vedbitar med diameter ≥ 10 cm, längd ≥ 100 cm) skattades per 100 m vattendraglängd i klasserna 1 (saknas), 2 (< 6 bitar), 3 (6-25 bitar) samt 4 (> 25 bitar). Vidare mättes vattendragets medelbredd (samt min- och maxbredd på sträckan), vattenföringen skattades i m³/s samtidigt som det angavs om vattenföringen var låg, medel eller hög på årsbasis. Vattnets medelhastighet på sträckan angavs som 0 (lugnflytande), 1 (svagt strömmande), 2 (strömmande) samt 3 (forsande). Bottenssubstratet indelades i sju klasser; detritus, lera, sand, grus, sten, block och håll. För varje klass skattades yttäckningen i en skala 0-3 (0=saknas eller obetydlig, 1= $< 5\%$ yttäckning, 2=5-50%, 3= $> 50\%$ yttäckning). En substrattyp angavs alltid som dominerande (klass 3).

Variationen i bredd, dvs. spannet mellan max- och minbredd relaterat till medelbredden [$((\text{maxbredd} - \text{minbredd}) / \text{medelbredd}) * 100$], beräknades för att få ett mått på vattensträckornas horisontella variation. Inför statistiska analyser transformerades värdet (Log10) för att anpassas till normalfördelning.

En bedömning av sträckans lämplighet för öring gjordes för tre parametrar (lekområde, uppväxtområde för ungar, ståndplatser för större öring) i en fyrgradig skala (Tabell 1).

Fältinventeringen av lekområden och habitat för öring sker efter en utbildning av inventerarna. I regel har de deltagit i elfiskeundersökningar och har därmed en god bild över lämpliga habitat för öring. Som generella instruktioner gäller att vattendjup, bottenssubstrat, vattenhastighet och skyddade ståndplatser anses vara de fyra viktigaste faktorerna för öringars habitatval (Heggens 1989). Generellt kan års- och fjolårsungar sägas föredra vattendjup grundare än 30 cm, strömmande vatten, med ett substrat som är grövre än sand (Näslund 1992). Större öring föredrar grövre substrat och djup över 30 cm, speciellt om ståndplatsen är skyddad av överhängande vegetation, sten-/blockansamlingar eller stockar (op. cit.). Större öring kan stå i något starkare ström än öringungar, eller gärna i lugnare vatten djupa pooler.

Öringars lekplatser i vattendrag styrs av bottenssubstrat, vattendjup och vattenhastighet. Viktigt att ta med i bedömningen av lämpliga lekområden är att öringar väljer den mest gynnsamma kombinationen av djup, bottenssubstrat och vattenhastighet, istället för att välja en plats där någon av faktorerna är mest optimal (Shirvell & Dungey 1983). Bottenssubstratet har vid olika studier varit av 0.7-8.1 cm kornstorlek (Näslund 1992). Mindre stationär öring i skogsvattendrag torde föredra i nederkant av detta intervall (ca 1-2 cm; Shirvell & Dungey 1983). Vattendjupet på leklokalen brukar vara i intervallet 5-65 cm (Shirvell & Dungey 1983, Näslund 1992). Lek sker ej vid vattenhastigheter under 0,15 m/s och en övre generell gräns kan sägas vara 0,7 m/s (Sömme 1954), men huvudsakligen sker lek i ett snävare intervall, ca 0,3-0,4 m/s (Ottaway m.fl. 1981). Det är viktigt att bottenssubstratet tillåter god vattengenomströmning och botten med hög andel sand eller annat finkornigt material undviks. Äggen begravs 10-30 cm ned i bottenssubstratet, ju större hona desto djupare (Ottaway m. fl. 1981). Tunnare skikt med lämpligt bottenssubstrat bör därför inte klassificeras som lämpliga lekområden.

I närmiljön, 0-30 m från vattendraget, klassas marktyper, dominerande trädslag, skyddszoners bredd och marktyp, vattennära zonens bredd, buskskiktets bredd. Förekommande marktyper/markanvändning var; barrskog (barrträd täcker $> 69\%$ av ytan), blandskog, lövskog (lövträd täcker $> 69\%$ av ytan), kalhygge (avverkat område eller plantskog till dess att plantorna nått 1,3 m), hållmark, åker, öppen mark (krontäckning $< 30\%$), våtmark (minst 50% av

Tabell 1. Kriterier för klassning av vattensträckans lämplighet för öring (Halldén m. fl. 1997). Då klassen anges till 4 bedöms biotopvårdsåtgärder inte kunna ge förbättrade förutsättningar.

Klass	Lekområde	Uppväxtområde för ungar	Ståndplatser för större öring
1	Lekomöjligheter saknas	Inte lämpligt	Saknas (för grunt; <30 cm)
2	Inga synliga lekområden men rätt strömförhållanden	Möjligt, men inte bra (strömhastighet, djup, substrat)	Möjligt för enstaka större öring att uppehålla sig
3	Tämligen bra lekområden men inte optimalt (>200 m mellan bra lekplatser).	Tämligen bra (strömhastighet, djup, substrat)	Tämligen bra
4	Bra, mycket bra lekområden (och <200 m mellan bra lekplatser).	Bra, mycket bra uppväxtområde (strömhastighet 0,2-0,5 m/s; substrat grus-sten; djup 0,05-0,65 m)	Bra, mycket bra förutsättningar för större öring

vegetationen hydrofil), artificiell mark (vanligen bebyggelse). Endast dominerande mark- och skogstyp i närmiljön har beaktats vid föreliggande analyser. En vattendragssträcka kan ha flera landsträckor utmed stränderna. När så var fallet togs medelvärdet för landsträckorna per vattendragssträcka. Vidare klassades skogen i närmiljön till barrskog (=1), blandskog (=2) eller lövskog (=3). Klassningen skedde för både vänster och höger strand, varefter ett medelvärde beräknats och används i utvärderingen.

Viktigt är att skogen i närmiljön även delas in i gammelskog, äldre produktionsskog (S), yngre produktionsskog (G), ungskog (R2), övrig skog (S4) samt kalhygge (K). Detta har använts för att klassa skogens ålder där 1=ungskog, 2=yngre produktionsskog & övrig skog, 3=äldre produktionsskog, 4=gammelskog. För att ange skogsåldern för vattendragssträckan beräknades dels medelvärdet av respektive strands klass, dels användes högsta klass på någon strand. Gammelskog identifierades genom grova löv- och barrträd, flerskiktning och förekomst av död ved på land. Detta motsvarar i princip huggningsklass S3, dvs. skogen är i slutavverkningsbar ålder men bör inte avverkas av naturvårdsskäl.

Vid karteringen noterades förekomst av skyddszon i närmiljön. Där omgivning/närmiljön domineras av starkt påverkade markslag (artificiell mark, åker eller kalhygge) utgörs skydds-zonen per definition av befintliga zoner med naturliga markslag (t ex våtmark eller skog) närmast vattendraget. Där produktionsskog dominerar omgivning/närmiljö noteras den potentiella skydds-zonen definierad som avvikande marktyp närmast vattendraget som kan sparas utan ett avsevärt ekonomiskt bortfall. Denna potentiella skydds-zon behöver inte utgöras av en specifikt avsatt skydds-zon utan består vanligen av mer naturlig mark som inte är lika tydligt påverkad av skogsbruket. Vanligaste markslagen är då lövskog, blandskog och våtmark. Skydds-zonens bredd anges i fyra klasser; 0= saknas eller < 3 m, 1=3-10 m, 2=11-30 m, 3=>30 m. Då skydds-zonen bedöms för varje strand har dels ett medelvärde på vattendragsavsnitt angetts, dessutom den högsta klassen per sträcka.

Vid biotopkarteringen klassificeras också en mängd andra parametrar som inte berörs här. Utförligare information fås i Halldén m.fl. (1997).

Vid statistiska analyser har i huvudsak använts Spearman rank korrelation eller envägs-variansanalys (Anova) där i några fall signifikanta skillnader mellan enstaka ingående grupper testats med post-hoc test enligt Tamhane's T2 (förutsätter ej lika varianser). Analysen har skett med hjälp av statistikprogramvaran SPSS version 12.0.1.

Resultat

Presentation av materialet

De inventerade sträckorna i de 213 vattendragen var i medeltal 388 m långa (Tabell 2), med kortaste sträcka 15 m och längsta 16 800 m. Vattendragets medelbredd på de 4 651 inventerade sträckorna var 8,2 m. Andelen skog i vattendragens närmiljö var hög (66,7 %). Ofta saknades skyddszoner eller så var de smala med en medelklass på 0,7.

Tabell 2. Medelvärde och standard deviation (SD) samt antal ingående sträckor (n) för ett antal parametrar per inventerad sträcka.

Parameter	Sort	Medel	SD	n
Vattendragsbredd	m	8,2	15,2	4651
Inventerad sträcka	m	388,2	678,6	4651
Vattenflöde (skattat)	m ³ /s	0,72	2,7	4050
Död ved per 100 m	Klass 1-4	1,91	0,82	4595
Lekområde för öring	Klass 1-4	1,68	0,88	4628
Uppväxtområde för öring	Klass 1-4	2,05	1,08	4050
Ståndplatser för större öring	Klass 1-4	1,96	0,9	4635
Andel skog i närmiljö	%	66,7	39	4651
Bredd på skyddszon	Klass 0-3	0,72	0,81	4651

Vattendragens lämplighet för öring bedömdes för tre parametrar i en skala 1 till 4 (se metodik). Av detta framgick att lämpliga lekområden var ovanliga (Tabell 2). Klassmedel på 1,68 (där klass 1=saknas och klass 2=inga synliga lekområden, men rätt strömförhållanden) indikerar att lekområden oftast saknades.

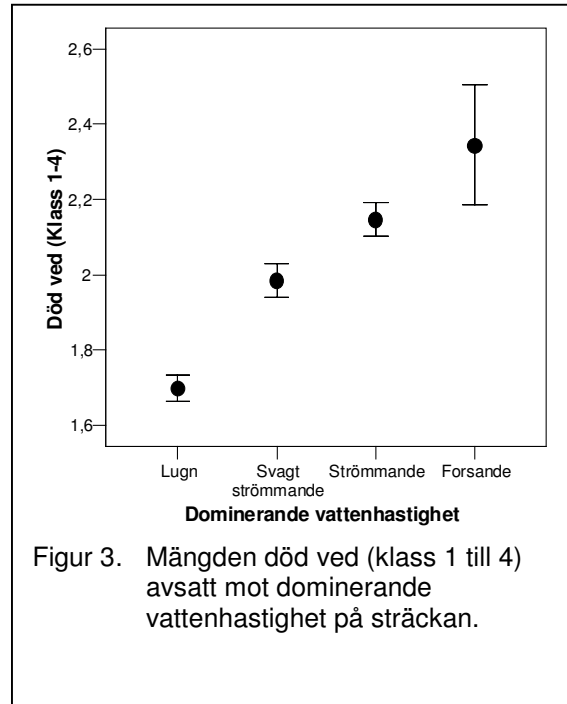
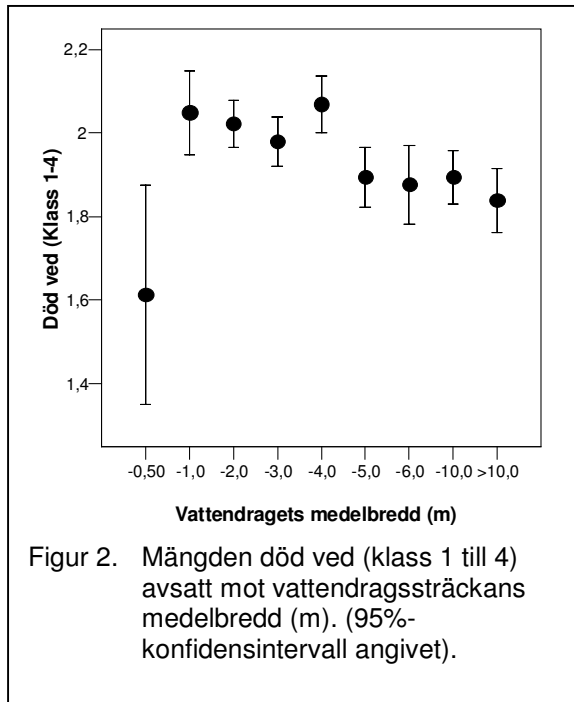
Mängden död ved var i medeltal 1,91 vilket är ett klassat värde. Klass 1 innebär att död ved saknas, klass 2 att det fanns färre än 6 bitar död ved per 100 m vattendragssträcka. Således var det i medeltal något lägre än denna klass (Tabell 3).

Tabell 3. Antal vattendragssträckor i olika död ved-klasser.

Klass	Död ved	Antal	Frekvens (%)
1	Saknas	1559	33,9
2	<6 bitar	2047	44,5
3	6-25 bitar	798	17,4
4	>25 bitar	191	4,2

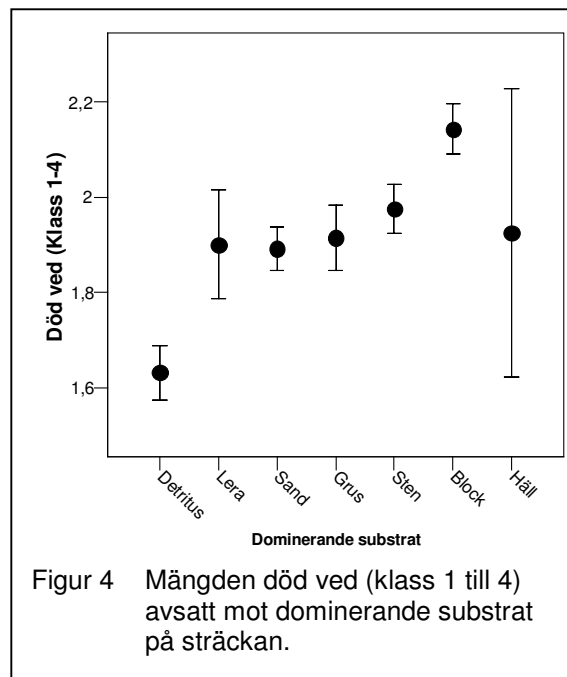
Hur varierade mängden död-ved med vattendragets bredd och strömförhållanden?

Generellt var det en tendens att mängden död ved (antal bitar per 100 m vattendragslängd) minskade med ökad vattendragsbredd. Undantaget var de allra smalaste vattnen där definitionen på död ved (minst 1 m långa bitar) gör att bitarna inte lika lätt ryms (Figur 2).



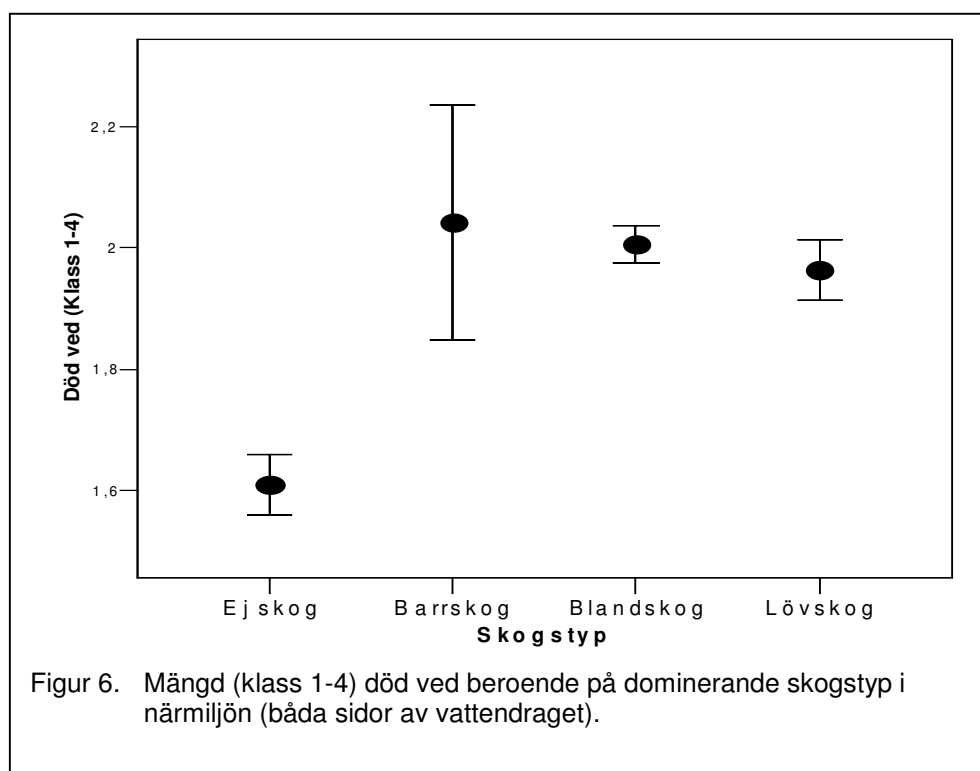
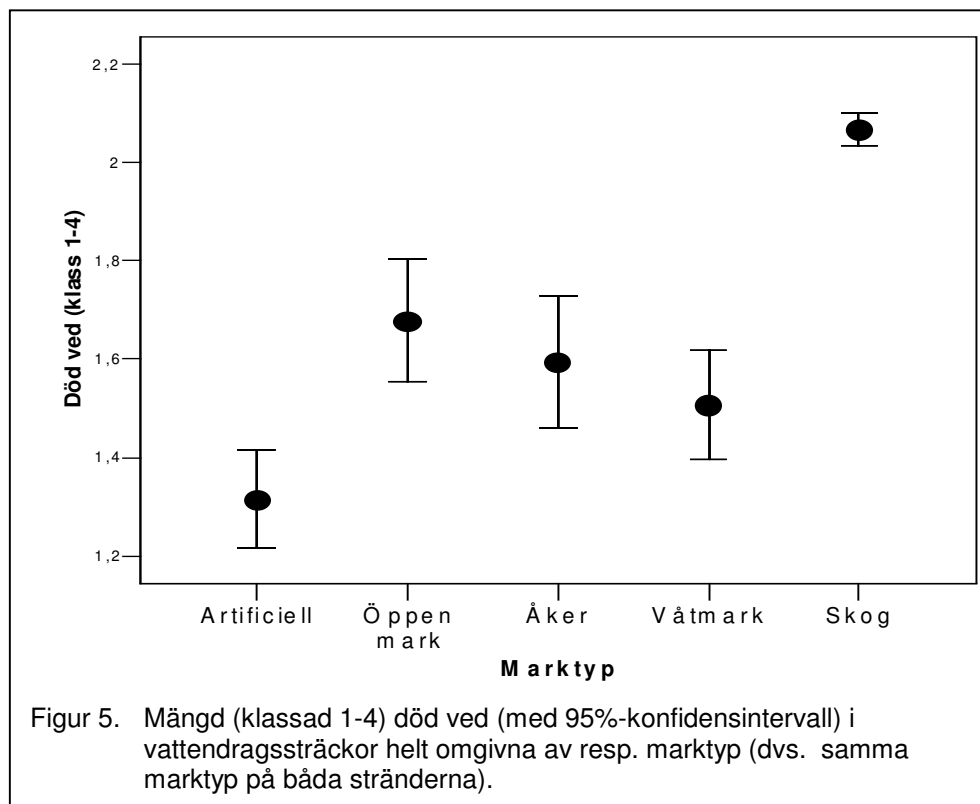
Det var en tydlig tendens till ökad mängd död ved med ökad vattenhastighet (dominerande vattenhastighet) på vattendragssträckan (Figur 3; Anova, $n=3642$, $df=3$, $F=57.6$, $p<0.001$).

Ökad vattenhastighet medför generellt ett grövre substrat och det förelåg även en klar tendens till ökad mängd död ved med grövre substrat (Figur 4; Spearman rank korrelation, $n=3644$, $\rho=0.145$, $p<0.01$), troligen för att det är lättare att trädbitarna hålls kvar i sådana områden..



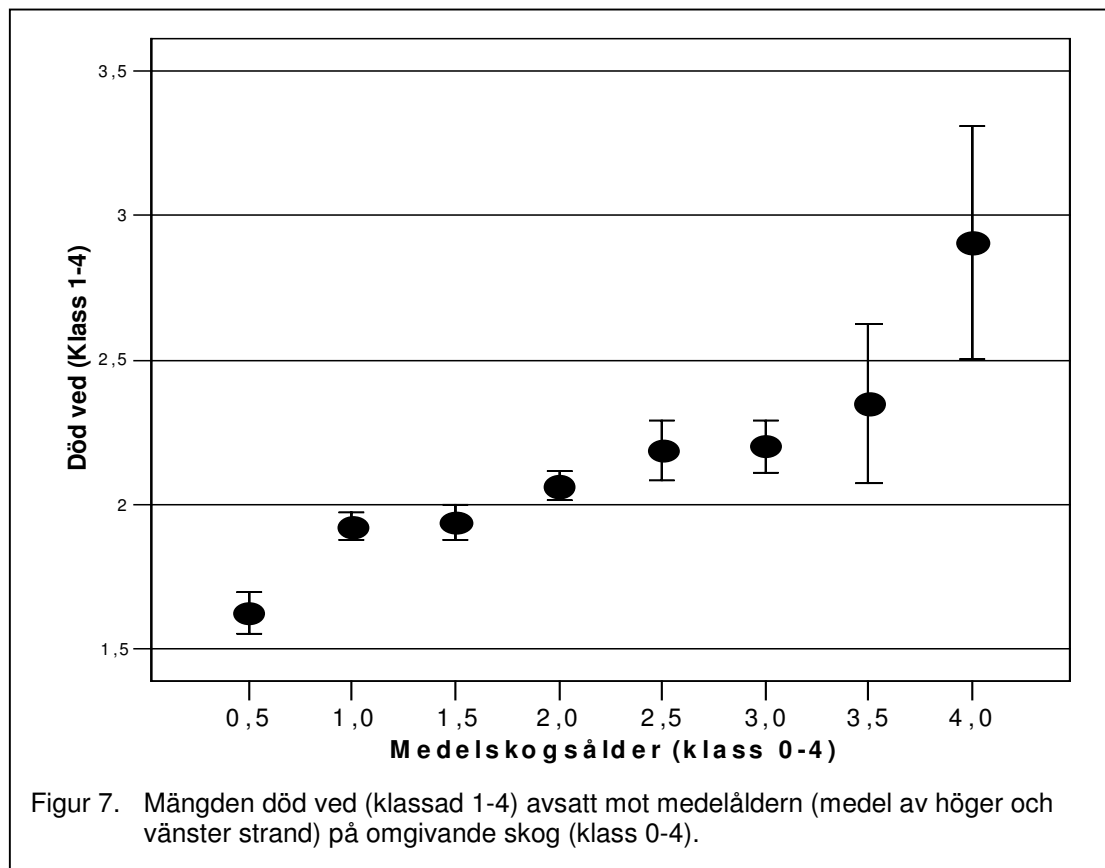
Närmiljöns mark- och skogstyp och mängden död ved

Mängden död ved var naturligt högst i vattendragssträckor omgivna av skog (Figur 5). Mängden skilde inte mellan öppen mark, åker eller våtmark (Anova, n.s.). Det förelåg heller inga statistiska skillnader i mängd död ved mellan olika skogstyper (barr-, bland- & lövskog, Anova, n.s.) (Figur 6). Ingen hänsyn har här tagits till effekten av ovanförliggande sträckor. Död ved i sträckor med ringa eller ingen skog kan till stor del ha fått död ved nedtransporterad från uppströms sträckor.



Närmiljöns skogsålder och mängden död ved

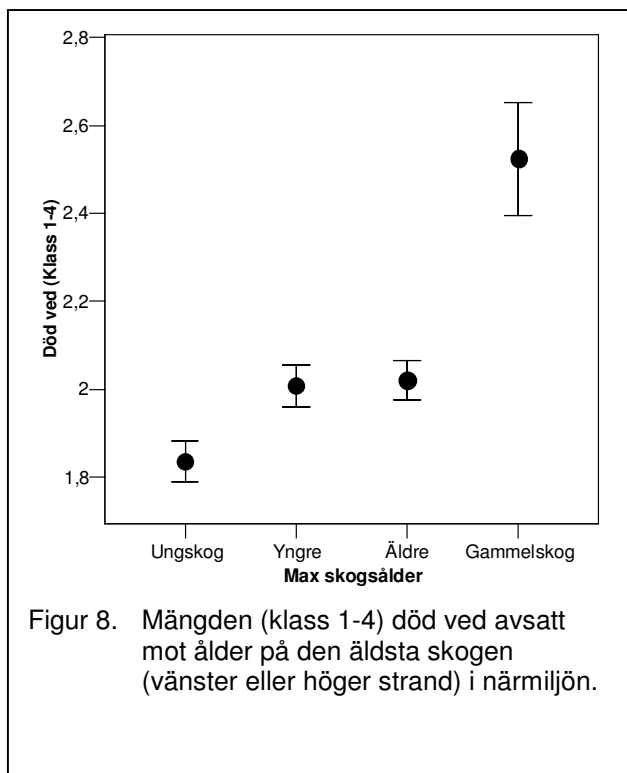
Skogsåldern klassades i fyra klasser från ungskog (=1) till gammelskog (=4). Saknades skog gavs klassen 0. För varje sträcka beräknades medelvärdet av skogsålder på vänster och höger strand. Vid denna sammanvägning av vänster och höger strands skog visade det sig att mängden död ved i vattendraget ökade signifikant med ökad ålder på skogen i närmiljön (Figur 7) (Anova, $n=3662$, $df=7$, $F=26.7$, $p<0001$).



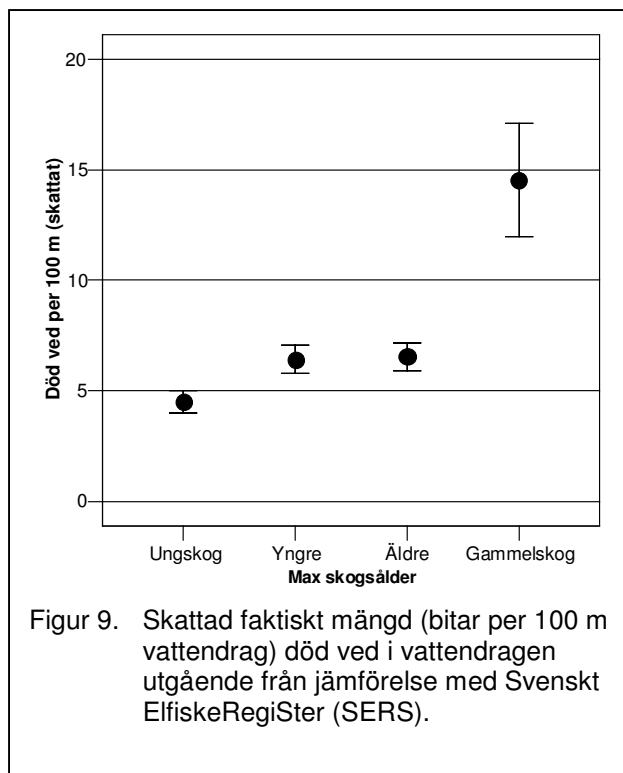
När mängden död ved i vattendraget relaterades till äldsta skog på någon av stränderna urskilde sig gammelskog tydligt (Figur 8) (Anova, $n=3662$, $df=3$, $F=44,0$, $p<0.001$). Post-hoc analyser (Tamhane's T2) av variansanalysen visade att ungskog hade signifikant lägre mängd död ved än övriga grupper, yngre resp äldre produktionsskog skilde inte sinsemellan, medan gammelskog hade signifikant högre mängd död ved än övriga grupper ($p<0.05$).

Genom att jämföra med resultat från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) kan död ved-klasserna grovt översättas till reella tal. På lokaler med >0 men <6 bitar död ved var medelvärdet 3,3 bitar per 100 m vattendrag i SERS. I klassen $\geq 6-25$ var medelvärdet 12,1 och i den öppna övre klassen var medelvärdet 53,8. Appliceras dessa data erhöles en skattad mängd död ved i vattendrag med gammelskog i närmiljön (en eller båda stränderna) till 14,5 (SD 18,8) bitar per 100 m ($n=208$) (Figur 9). I ungskog var mängden 4,5 (SD 8,4, $n=1026$), i yngre produktionsskog 6,4 (SD 11,0, $n=1138$) och i äldre produktionsskog 6,5 (SD 11,4, $n=1291$). Således skattades gammelskog ha 2,2 gånger mer död ved i vattendragen än äldre produktionsskog.

Vattensträckor med gammelskog på någon av stränderna hade 12,1-23,1 bitar död ved per 100 m strand när vattendraget var upp till 6 m brett (Tabell 4). I bredare vattendrag minskade mängden död ved och var i vattendrag som var minst 10 m breda 5,2 bitar. Det skilde inte signifikant mellan någon breddklass i mängd död ved för vattendrag med 1-6 m medelbredd. Således kan ett medelvärde anges för hela detta intervall, liksom för intervallet 6,1-10 m resp >10 m (Tabell 5). I vattendrag på 1-6 m bredd var mängden död ved skattad till 9,7 bitar per 100 m².



Figur 8. Mängden (klass 1-4) död ved avsatt mot ålder på den äldsta skogen (vänster eller höger strand) i närmiljön.



Figur 9. Skattad faktiskt mängd (bitar per 100 m vattendrag) död ved i vattendragen utgående från jämförelse med Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS).

Tabell 4. Skattad faktiskt mängd (bitar per 100 m vattendrag) död ved i vattendragen fördelat på skogstyp och vattendragsbredd utgående från jämförelse med Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS).

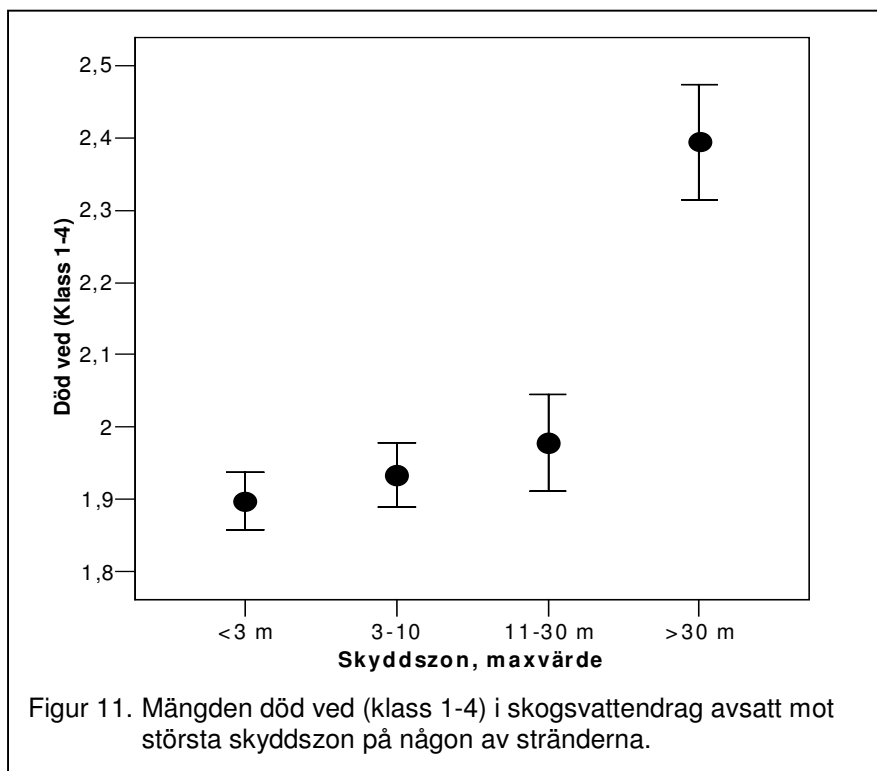
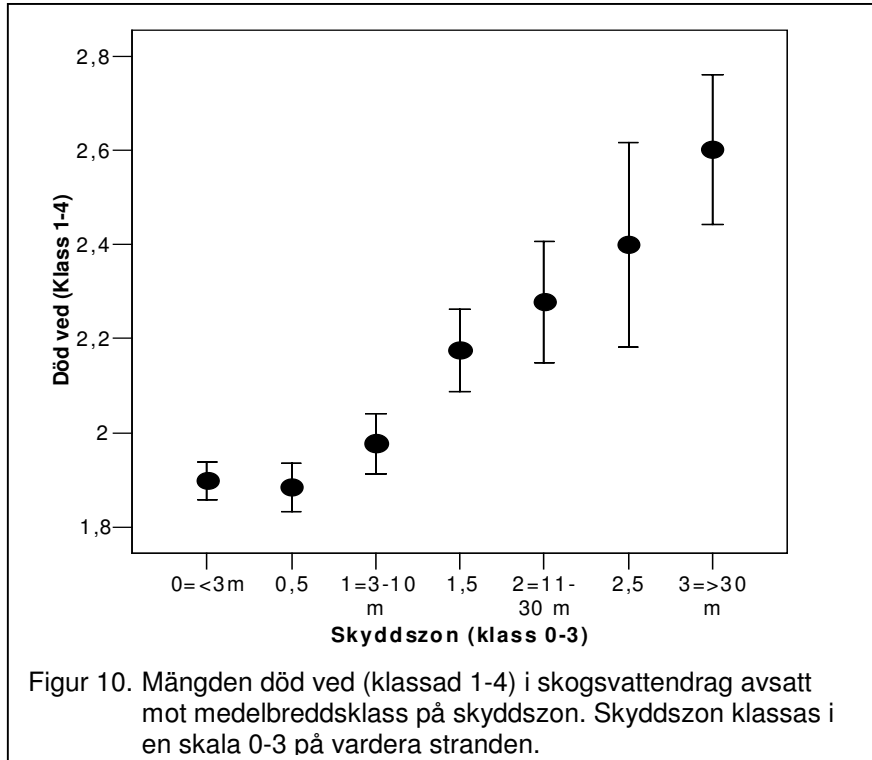
Skogstyp	Död ved	Vattendragsbredd (m)									Alla
		-0,5	-1	-2	-3	-4	-5	-6	-10	>10	
Ungskog	Död ved	4,5	6,5	4,6	5	4,9	3,8	3,6	4,7	3,1	4,5
	n	9	56	205	183	161	105	71	113	123	1026
Intermediär	Död ved	0,94	10,2	8,1	6,2	8,2	4,7	6,7	6,4	2,3	6,4
	n	7	78	220	166	163	109	75	143	177	1138
Äldre	Död ved	2,5	6,6	7,4	6,5	8,5	6,4	6	6,3	4,8	6,5
	n	4	93	222	170	172	141	75	178	236	1291
Gammel	Död ved	12,1	19,8	22,7	15	21,3	16,9	18,5	8,8	5,2	14,5
	n	1	21	31	26	25	20	7	29	48	208

Tabell 5. Mängden död ved på vattendragssträckor som åtminstone på ena stranden har gammelskog. Död ved anges dels som klassad 1-4, dels omräknat utgående från data ur SERS som antal bitar per 100 m strand, resp. antal bitar per 100 m² vattendragsyta.

Död ved	Vattendragsbredd		
	1-6 m	6-10 m	>10 m
Klass 1-4	2,74 (2,57-2,91)	2,45 (2,19-2,71)	1,98 (1,77-2,19)
Antal per 100 m	19,2 (15,6-23,0)	8,8 (5,0-12,5)	5,17 (2,77-7,57)
Antal per 100 m ²	9,7 (7,2-12,2)	1,15 (0,61-1,69)	0,25 (0,13-0,39)
N	130	29	48

Skyddszonens effekt på mängden död ved i skogsvattendrag

Mängden död ved visade sig vara signifikant beroende av skyddszonens bredd utmed skogsvattendrag (Figur 10; Spearman rank korrelation, $n=3663$, $\rho=0.158$, $p<0.01$). Sambandet var inte lika uttalat när bara den stranden som hade störst skyddszon användes som mått på skyddszone runt vattendraget (Figur 11). Då skilde dock den bredaste skyddszone (Klass 3= >30 m) signifikant ut sig från övriga skyddszone (Anova, $n=3663$, $df=3$, $F=53.9$, $p<0.001$; Post-hoc Tamhane's T2, $p<0.001$).



Det kan vara intressant att studera mängden död ved i vattendrag med gammelskog på åtminstone ena sidan och med en skyddszon på åtminstone ena sidan överstigande 10 m (Tabell 6). Utfallet skilde inte från vattendragssträckor med enbart gammelskog (Tabell 5) beroende på att i princip samma vatten ingår i båda delmaterialen, dvs. fanns gammelskog utmed vattendraget innebär det också att en god skyddszon finns.

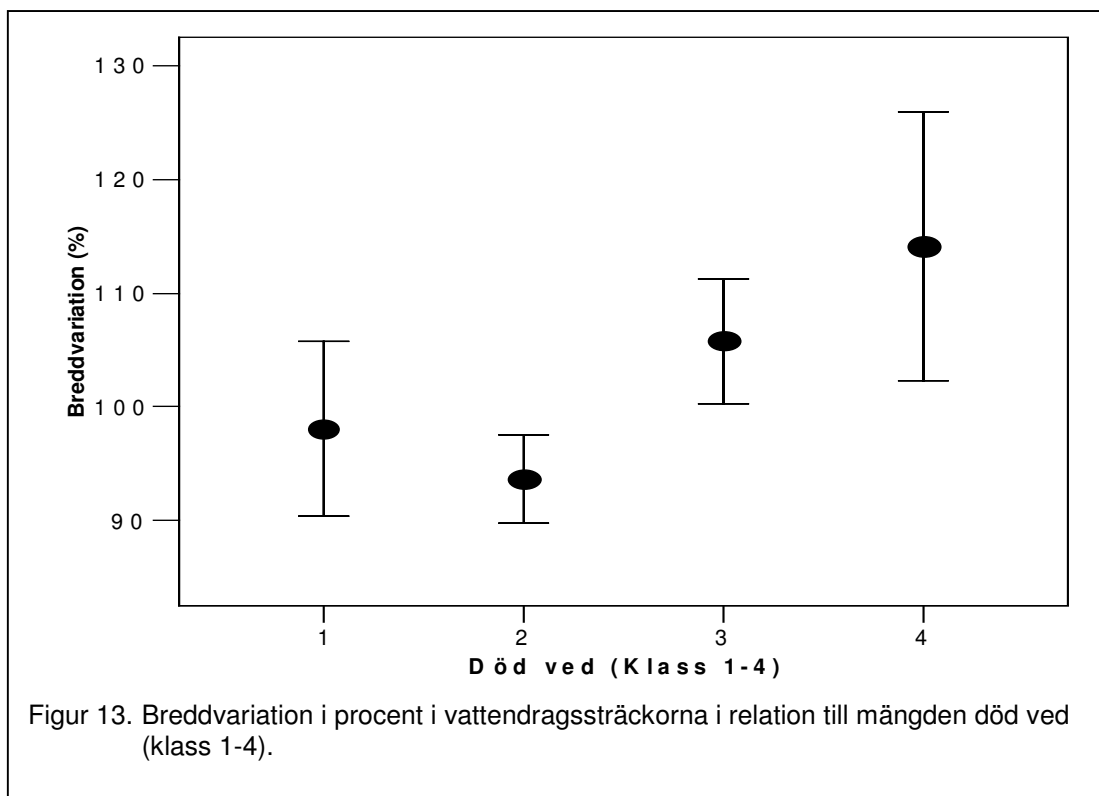
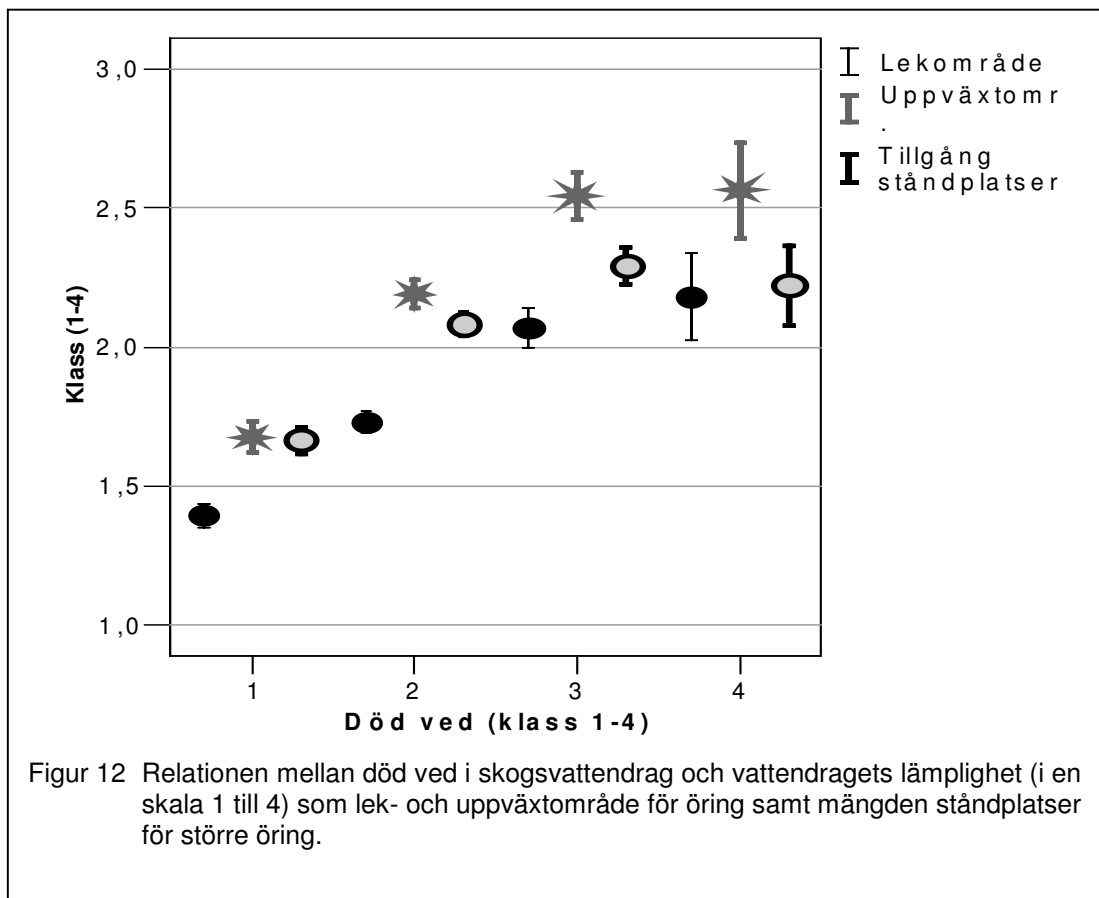
Tabell 6. Mängden död ved på vattendragssträckor som åtminstone på ena stranden har gammelskog och en skyddszon bredare än 10 m. Död ved anges dels som klassad 1-4, dels omräknat utgående från data ur SERS som antal bitar per 100 m strand, respektive antal bitar per 100 m² vattendragsyta.

Död ved	Vattendragsbredd		
	1-6 m	6-10 m	>10 m
Klass 1-4	2.66 (2.44-2.89)	2.67 (2.27-3.07)	1.76 (1.38-2.15)
Antal per 100 m	17.5 (12.8-22.2)	11.7 (4.8-18.6)	3.5 (1.23-5.74)
Antal per 100 m ²	9.16 (5.98-12.3)	1.57 (0.57-2.57)	0.18 (0.02-0.34)
N	77	15	17

Död ved och habitatets lämplighet för fisk i skogsvattendrag

Ju mer död ved i vattendraget, desto bättre förutsättningar för öring i form av tillgång till bra lek- och uppväxtområden respektive ståndplatser för större öring (Figur 12). Lekområden ökade från en medelklass på 1,4 till 2,2 när mängden död ved ökade från klass 1 till 4 (Anova, $n=3646$, $df=3$, $F=107,3$, $p<0,001$). Samtliga klasser av död ved utom klass 3 och 4 skilde signifikant från varandra (Post-hoc; Tamhane's T2, $p<0,001$). Uppväxtområden ökade från medelklassning på 1,7 till 2,6 när död ved-klass ökade från 1 till 4 (Anova, $n=3646$, $df=3$, $F=114,6$, $p<0,001$). Samtliga klasser av död ved utom klass 3 och 4 skilde signifikant från varandra (Post-hoc; Tamhane's T2, $p<0,001$). Mängden tillgängliga ståndplatser för större öring ökade från en medelklass på 1,7 vid ringa död ved till 2,2 vid största mängd död ved (Anova, $n=3652$, $df=3$, $F=85,2$, $p<0,001$). Död ved-klass 1 skilde från samtliga övriga, klass 2 skilde inte från klass 4, medan klass 3 skilde från klass 1 och 2 (Post-hoc; Tamhane's T2, $p<0,001$).

Död ved skapade också ett mångformigare vattendrag genom att breddvariationen på vattendraget ökade (Figur 13; Anova, $n=3628$, $df=3$, $F=14,1$, $p<0,001$). Enligt post-hoc tester i variansanalysen (Tamhane's T2) skilde inte klass 1 resp 2 ut sig från varandra, samtidigt skilde inte klass 3 från klass 4, men gruppen klass 1 & 2 skilde från gruppen klass 3 & 4 ($p<0,05$).



Diskussion

Föreliggande studie visar i överensstämmelse med studier i mellersta Sverige (Dahlström 2005) att mängden död ved är kraftigt reducerad i vattendragssträckor med konventionellt skogsbruk i närmiljön. Dahlström (op. cit.) som undersökte ett bi-vattendrag till Ammerån i Jämtland fann att en stor del av död ved (tall) var över 200 år gammal och således kom från perioden före något omfattande skogsbruk. Gamla tallar som brunnit och tvingats växa sakta varar mycket längre som död ved på landbacken (Wikars 2004). Uppehållstiden för död ved i mindre vattendrag varierar mellan tiotals och något hundratal år (Dahlström 2005). Detta innebär att bristen på död ved i vattendragen möjligen kommer att öka successivt som den äldre veden försvinner, om inte skogsbrukspraxisen förändras.

Död ved visade sig skapa ett varierat vattendrag med stora variationer i bredd samtidigt som mängden ståndplatser för äldre öring ökade. Detta är också i överensstämmelse med andra studier (Dahlström 2005). Föreliggande studie visade också att mängden lekområden och uppväxthabitat för ungar ökade signifikant med mängden död ved.

eberman m. fl. (2004) fann att medianvärdet för antalet bitar död ved i vattendrag på elfiskesträckor var 1 per 100 m². Då tätheten av öring i skogsvattendrag ökade signifikant upp till 8-16 bitar per 100 m² antogs att öring i skogsvattendrag är påtagligt påverkad av bristen på död ved. Intressant nog visade föreliggande studie att man kan anta att mängden död ved i mindre vattendrag (1-6 m bredd) är 9,7 bitar/100 m² när vattendragen åtminstone på ena stranden har gammelskog (Tabell 4). Således skulle sparad gammelskog utmed åtminstone en strand troligen vara tillfyllest för en påtagligt förhöjd förekomst och produktion av öring. Även sparad skyddszon >30 m, som här definierats som naturliknande ofta lågproduktiv mark närmast vattendraget, dvs. marktyper som avviker från den rena produktionsskogen, gav liknande mängd död ved. Vattendragslängden (skogsvattendrag smalare än 6 m) som hade antingen gammelskog och/eller bred skyddszon var 4% av vattendragssträckningen i skogsvattendrag. Ser man till hur stor del av vattendragssträckningen som verkligen skattades ha minst 8 bitar död ved per 100 m² var detta 10.6%.

Med andra ord föreligger suboptimala förhållanden med avseende på död ved på 89% av vattendragssträckningen i mindre skogsvattendrag i föreliggande material. Detta värde är i paritet med vad som gäller för skogsmark där död ved reducerats med 90% jämfört med det ursprungliga tillståndet (Angelstam m. fl. 2004).

Naturligtvis innebär avsaknad av skyddszoner och äldre skog även att andra förändringar sker med vattendragen, t ex kan sedimentutförseln till vattendragen öka samtidigt som beskuggningen minskar (Degerman & Nyberg 2002).

Trots att den genomförda biotopkarteringen av praktiska skäl arbetar med klassindelning av flera parametrar och de inventerade sträckorna inte understiger 10 m erhöles klara och entydiga resultat. Vi anser dels att det visar på den stora betydelsen av död ved och intakt skog utmed skogsvattendragen, men också på biotopkarteringens funktionalitet. Erfarenhet från praktiska karteringar visar att hastigheten i fält är 0.5-1 km/timme och person.

Föreliggande studie är begränsad till Jönköpings, Västra Götalands, Örebro, Östergötlands och Kalmar län. Detta innebär att resultaten inte kan appliceras direkt på andra regioner. Enligt Dahlström (2005) fanns t ex betydligt högre mängd död ved i skog i Ammeråns biflöde Örvattsbäcken. En hypotes är att liksom i landmiljön så har skogsbrukshistoriens typ och omfattning stor betydelse för hur mycket död ved det finns idag (se Angelstam m.fl. 2004).

För att man som i landmiljön (Bütler m. fl. 2004a,b) på sikt ska kunna komma med rekommendationer om hur mycket död ved som är nödvändigt behöver volymen och kvalitén på den

döda veden i själva vattendraget också kvantifieras. Inom skogsvårdsorganisationen har man idag en målsättning att öka mängden död ved i skogslandskapet, generellt sett, där det dessutom har utarbetats olika former av rekommendationer för att nå miljömålet levande skogar. Att det inte finns några kvantitativa rekommendationer om mängden död ved i vatten indikerar bristande insikt om den döda vedens betydelse för vattendragen i skogs- och jordbrukslandskapet.

Vid framtida biotopkarteringar vore det intressant om man kunde uppskatta volymen och kvaliteten på död ved samtidigt som man delar in förekomsten i klasser, som nu sker. Det skulle ge en tydligare bild av hur stor volym av olika typer av död ved som behöver återskapas i vattendragen för att upprätthålla funktionella strukturer i vattendragen. Det skulle då också vara möjligt att ge mer detaljerade rekommendationer om hur bred en kantzon bör vara för att den på kort och lång sikt ska generera en viss mängd ved i ett vattendrag.

En annan aspekt är den rumsliga skalan där det är troligt att anta att naturlig störningsdynamik som brand, vårflood och högvattensflöden samt vindfällan påverkar vattendragen olika beroende av strömordning, det vill säga utefter var i landskapet vattendraget rinner och hur stora flöden som berör den aktuella sträckan eller strömordningen. Denna aspekt skulle ytterligare kunna identifiera och förtydliga var i landskapet bristen på död ved i vatten är störst med tanke på olika arters preferens och funktionalitet.

Därför finns det ett stort behov av att fortsatt utvärdera och genomföra bristanalyser utifrån ett avrinningsområdes perspektiv med hänsyn till de arter, strukturer och processer som utgör själva grunden för en viss arts rumsliga och temporära förekomst. Kan denna arts förekomst och habitatpreferens även tjäna som mått på andra arters behov, dvs. finns speciella nyckelarter, så erbjuds stora möjligheter till en mer funktionell och kostnadseffektiv miljöövervakningsverksamhet.



Notera erosionen i strandbrinken. Bra ståndplats för en större öring vid högre vattenstånd. Från Frösvidalsån i Närke. Foto: Erik Degerman.

Erkännanden

Tack till Yvonne Liliengren, Länsstyrelsen i Jönköpings län, för sammanställning av biotopkarteringsdatabasen. Vidare tack till Per Angelstam, Skogsmästarskolan i Skinnskatteberg, som gav värdefulla kommentarer till artikeln.

Referenser

- Angelstam, P., Mikusinski, G. & Fridman, J. 2004. Natural forest remnants and transport infrastructure – does history matter for biodiversity conservation planning? *Ecological Bulletins* 51: 149-162.
- Beechie, T.J. & Sibley, T.H. 1997. Relationships between channel characteristics, woody debris, and fish habitat in northwestern Washington streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 126(2): 217-229.
- Bergquist, B. 1999. Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturoversikt. Fiskeriverket Rapport 1999:3, 118 s.
- Bütler, R., Angelstam, P., Ekelund, P. & Schlaepfer, R. 2004. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation* 119: 305-318.
- Bütler, R., Angelstam, P. & Schlaepfer, R. 2004. Quantitative snag targets for the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus*. *Ecological Bulletins* 51: 219-232.
- Dahlström, N. 2005. Function and dynamics of woody debris in boreal forest streams. Doktorsavhandling, Mittuniversitetet, Sundsvall, 21 s.
- Degerman, E. & Nyberg, P. 2002. The SILVA project – Buffer zones and aquatic biodiversity. pp: 107-112. Ur: Sustainable forestry to protect water quality and aquatic biodiversity. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift, nr 7, 154 s.
- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & Angelstam, P. 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. *Ecological Bulletins* 51: 233-239.
- Halldén, A., Liliengren, Y. & Lagerqvist, G. 1997. Biotopkartering – vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och o anslutning till vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings län Meddelande 1997:25, 71 s.
- Heggenes, J. 1989. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. *Nordic J. Freshw. Res.* 64:74-90.
- Jonsson, B. G. & Kruys, N. (red.) 2001. Ecology of woody debris in boreal forests. *Ecological Bulletins* 49.
- Naiman, R.J., Beechie, T.J., Benda, L.E., Berg, D.R., Bisson, P.A., MacDonald, L.H., O'Connor, M.D., Olson, P.L. & Steel, E.A. 1992. Fundamental elements of ecological healthy watersheds in the Pacific Northwest coastal ecoregion. - Ur: R.J. Naiman (ed.) *Watershed Management – balancing sustainability and environmental change*. Springer Verlag, New York, pp. 127-189. 525 pp.
- Näslund, I. 1992. Öring i rinnande vatten – En litteraturoversikt av habitatkrav, täthetsbegränsande faktorer och utsättningar. Inf. från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 3:43-82.
- Näslund, I. (red.), 1999. Fiske, skogsbruk och vattendrag – nyttjande i ett uthålligt perspektiv. Ammeråprojektet. Fiskeriverket. 320 p.
- Ottaway, E.M., Carling, P.A., Clarke, A. & N.A. Reader, 1981. Observations on the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, redds. *J. Fish Biol.* 19:593-607.
- Shirvell, C.S. & Dungey, R.G. 1983. Microhabitat chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 112: 355-367.

- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- Sundbaum, K. & Näslund, I. 1998. Effects of woody debris on the growth and behaviour of brown trout in experimental stream channels. *Can. J. Zool.* 76:56-61.
- Sömme, S. 1954. Undersökelse over laksen og sjöörretens gyting i Eira. *Jeger og Fisker*, nr 7.
- Tschaplinski, P.J. & Hartman, G.F. 1983. Winter distribution of juvenile Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) before and after logging in Carnation Creek, British Columbia, and some implications for overwinter survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 452-461.
- Valett, H.M., Crenshaw, C.L. & Wagner, P.F. 2002. Stream nutrient uptake, forest succession, and biogeochemical theory. *Ecology* 83(10): 2888-2901.
- Wallace, J.B., Webster, J.R. & Meyer, J.L. 1995. Influence of log additions on physical and biotic characteristics of a mountain stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2120-2137.
- Wikars, L.-O. 2004. Habitat requirements of the pine wood-living beetle *Tragosoma deparium* (Coleoptera: Cerambycidae) at log, stand, and landscape scale. *Ecological Bulletins* 51: 287-294.

Världsnaturfonden WWF är med sina närmare fem miljoner supportrar en av världens ledande ideella naturvårdsorganisationer. Vårt uppdrag är att:

- skydda jordens biologiska mångfald, i form av ekosystem, arter och deras genetiska variation
- *medverka till att de förnybara naturresurserna används på ett uthålligt sätt*
- arbeta för minskade utsläpp av föroreningar och slösaktig konsumtion.



for a living planet®

Världsnaturfonden WWF

Ulriksdals Slott
170 81 Solna

Tel: 08-624 74 00
Fax: 08-85 13 29
info@wwf.se
www.wwf.se