

BIOTOPMETODEN 2005

METOD FÖR ATT BERÄKNA PÅVERKAN AV
MARKANVÄNDNING PÅ BIOLOGISK MÄNGFALD



1	Bakgrund	3
1.1	Syfte och mål	3
1.2	Läsanvisning	4
2	Metodbeskrivning	4
2.1	Avgränsningar	5
2.1.1	Systemgränser	5
2.1.2	Informationskällor	7
2.1.3	Arealberäkning	7
2.1.4	Påverkansområde	7
2.1.5	Alternativa tillvägagångssätt	7
2.2	Biotopidentifiering	7
2.2.1	Informationskällor	8
2.2.2	Alternativa tillvägagångssätt	9
2.3	Biotopindelning	9
2.3.1	Biotopmetodens kategorier	10
2.3.2	Indikatorer	11
2.3.3	Informationskällor	13
2.3.4	Alternativa tillvägagångssätt	14
2.4	Resultatredovisning	15
2.4.1	Kvalitetsnivåer och redovisande dokument	15
2.4.2	Funktionell enhet	16
2.4.3	Livslängdsbegreppet	16
3	Kvalitativ bedömning utanför den tekniska systemgränsen samt användande i MKB-arbetet	17
3.1	Kvalitativ bedömning utan formella MKB-krav	17
3.1.1	Beskrivning av effekter	17
3.1.2	Identifiering av konsekvenser	17
3.2	Kvalitativ bedömning med formella MKB-krav	18
3.2.1	Arbetsgång och principer	18
3.2.2	Beskrivning av effekter	19
3.2.3	Identifiering av konsekvenser	19
3.2.4	Bedömning av konsekvenser	20
4	Diskussion	21
5	Ordlista	23
6	Begreppsutveckling	24
7	Bibliografi	25
7.1	Litteratur och rapporter	25
7.2	Övriga källor	26
Tabeller		
Tabell 1	Olika typer av arealutnyttjanden	4
Tabell 2	Biotopmetodens fyra steg	5
Tabell 3	Exempel på identifieringssystem som kan användas vid framtagning av biotoplistor.	7
Tabell 4	Exempel på identifieringssystem för boreala områden.	8
Tabell 5	Informationskällor för identifiering och deras användbarhet.	9
Tabell 6	Exempel på nyckelelement	12
Tabell 7	Exempel på informationskällor vid indelning av biotoper (checklista).	13
Tabell 8	Naturvärdesbedömning koppling till Biotopmetodens kategorier.	14
Tabell 9	Översikt över de olika kvalitetsnivåerna enligt Biotopmetoden.	16
Tabell 10	Konsekvensmatris	21
Tabell 11	Begreppsutveckling	24
Figurer		
Figur 1	Antalet arter av kärlväxter på kraftverksdammar av olika ålder. Medelvärde och standardavvikelse (efter Bååth 1999).	6
Figur 2	Principskiss för Biotopmetoden.	10

SAMMANFATTNING

I denna rapport presenteras Biotopmetoden, en metod som är avsedd för kvantifiering av påverkan på biologisk mångfald orsakad av markanvändningsförändringar, t.ex. exploatering av mark eller vatten för elproduktion. Metoden grundar sig på en jämförelse av den utnyttjade arealens biotoper före och efter en exploatering.

Metoden utvecklades under perioden 1998–2000 och har använts på en mängd olika verksamheter inom energiproduktionsområdet. Tillvägagångssättet är tänkt att ge en enhetlig struktur som medger objektiva beskrivningar, kvantifieringar och jämförelser av olika typer av arealutnyttjanden och de effekter på biologisk mångfald som följer av dessa.

En brist i traditionell Livscykelanalys (LCA)-metodik är att effekter på biologisk mångfald sällan eller aldrig kvantifieras. Detta leder till att påverkan på mångfalden av växter och djur inte används vid jämförelser mellan olika produkter eller tjänster.

Biotopmetoden baseras på identifiering och indelning av utnyttjade biotoper, i Sverige bl.a. utifrån ArtDatabankens (SLU) förteckning på rödlistade arter. Ytorna för respektive kategori mäts in, och ger på så vis ett kvantitativt mått på påverkan. Varje indelning måste kompletteras med en kvalitativ beskrivning, eftersom all indelning ofrånkomligen medför ett visst mått av osäkerhet (subjektivitet). Genom en kvalitativ beskrivning kan olika beslut motiveras.

En förutsättning för att kunna använda Biotopmetoden mer övergripande och generellt, är att den är standardiserad, dvs. objektiv, tydlig och upprepbar. Genom flygbildstolkning, studier av inventeringar, sökningar i databaser osv. anses en tillförlitlig nivå av ingående data kunna uppnås. Checklistor har formulerats i vilka det ges förslag på lämpliga informationskällor.

Metoden har utvecklats som ett verktyg för att åskådliggöra el- och värmeprodukters miljöprestanda. Den syftar alltså inte till att utgöra en hel miljökonsekvensbeskrivning (MKB), men den kan utgöra ett viktigt hjälpmedel vid MKB-arbete. Den är heller inte i sig avsedd att resultera i djupgående artinventering eller ge en fullständig bild av effekterna på flora och fauna. Istället utnyttjar den befintlig information och kunskap om artförekomst och effekter.

Det är viktigt att ha detta i åtanke eftersom Biotopmetoden kan innebära förenklingar av något som är kvantitativt svårt att beskriva. Målet är att de störningar som följer av arealutnyttjandet inte skall underskattas. De genvägar som ges i metoden har utformats med denna ambition som grund.

1 BAKGRUND

Arbetet med livscykelanalyser (LCA) har under många år handlat om att kvantifiera resursförbrukning och emissioner. Effekter på flora och fauna till följd av exploatering av mark och vatten har däremot oftast beskrivits i allmänna termer och ytterst sällan kvantifierats. Flera försök till att kvantifiera effekter av arealutnyttjande finns dock (t.ex. Swan 1998).

Även inom naturvårdsbiologin har effekter på biologisk mångfald (biodiversitet) på artnivå ofta enbart beskrivits kvalitativt. Med tanke på komplexiteten i begreppet biologisk mångfald är detta också fullt rimligt. Genom att man på nationell och internationell basis har upprättat listor på arter som på något sätt är hotade (så kallade rödlistor), och därtill även angivit hotorsaker, kan man t. ex. konstatera att det svenska skogsbruket hotar fler arter än vattenkraften. Ett annat kvantitativt mått är arealuppgifter för mark som skyddats genom t.ex. nationalparker och naturreservat. Det som saknas är möjligheter till jämförelser mellan olika typer av likvärdig verksamhet, exempelvis olika vattenkraftsprojekt.

Som en del i arbetet med att ta fram underlag till framtagandet av en certifierad miljövarudeklaration¹ utvecklades Biotopmetoden inom Vattenfall för att kunna kvantifiera effekterna på biologisk mångfald (Blümer & Kyläkorpi 1998, 2001). Detta var en frivillig åtgärd, orsakad av insikten att alternativet, en enbart kvalitativ beskrivning, skulle vara otillfredsställande. Metoden utvecklades primärt för svensk vattenkraft, för att hantera retrospektiva analyser. Under perioden 1998–2005 har metoden testats och vidareutvecklats genom applikationer på många olika aspekter av energiproduktion.

1.1 SYFTE OCH MÅL

Målet med denna rapport är att beskriva en metod för kvantifiering av effekter på biologisk mångfald som utvecklats och testats inom Vattenfall. Ambitionen är att metoden ska ge en enhetlig struktur som

¹ Environmental Product Declaration (EPD)

medger objektiva beskrivningar, kvantifieringar och möjlighet till jämförelser av olika typer av arealutnyttjanden och de effekter på biologisk mångfald som följer av dessa. Den används alltså för att ge standardiserad information om biologiska förändringar orsakade av olika typer av arealutnyttjande. Fördelen med detta är att arbetet med miljöförbättringar (naturvårdsåtgärder) också kan kvantifieras.

Biotopmetoden har utvecklats som ett verktyg för att åskådliggöra el- och värmeprodukters miljöprestanda. Metoden syftar alltså inte till att vara en miljökonsekvensbeskrivning (MKB), resultera i djupgående artinventering eller ge en fullständig bild av effekterna på flora och fauna. Det är viktigt att ha detta i åtanke eftersom metoden kan innebära förenklingar av något som är kvantitativt svårt att beskriva. En avvägning mellan fullständighet och förenkling är nödvändig.

1.2 LÄSANVISNING

Biotopmetoden och dess principer beskrivs i denna rapport. Utgångspunkten är svenska och nordiska förhållanden, men ambitionen är att man även ska kunna tillämpa metoden inom andra geografiska områden. För att underlätta läsningen av metoden så finns flera definitioner av använda termer sammanställda i en ordlista (kapitel 5). I och med att det finns två tidigare versioner av Biotopmetoden (1998 och 2001) har det även infogats en korsreferens för att redogöra för ändrad terminologi (kapitel 6). I tidigare versioner av metoden har det funnits separata handledningar för olika typer av arealutnyttjande. Dessa är borttagna i och med denna version, för att få en mer enhetlig och tydlig beskrivning av metoden.

BYTE	PÅVERKAN	BORTTAGANDE
Ledningsgator Dämningar Torvtäkt Deponier	Jordbruk Skogsbruk Skogsbränsleuttag Kylvattenutsläpp	Byggnader Vägar Fundament Svallzon

Tabell 1 Olika typer av arealutnyttjanden

2 METODBESKRIVNING

Alla typer av exploatering av mark och vatten påverkar flora och fauna. Det som avgör graden av påverkan bestäms, förutom av själva exploateringen, till stora delar av vilka miljötyper (biotoper) som förekom i området innan exploateringen. Det finns flera faktorer som karakteriserar biotoperna; klimat, geologi, geografiskt läge, graden av mänsklig påverkan och vissa mer eller mindre typiska artuppsättningar.

Biotopmetoden bygger på antagandet att de förluster och nytillskott av biotoper som en exploatering medför, återspeglar de förändringar i biologisk mångfald som uppstår. Dessa förluster och nytillskott kan kvantifieras genom att arealerna beräknas, varigenom jämförelser mellan olika former av exploateringar möjliggörs. Tillämpning av metoden innebär alltså att man bedömer förändringen av biotopernas fördelning och kvalitet mellan läget ”före” respektive ”efter” exploateringen.

Biotopmetoden är avsedd att kunna användas för de flesta former av mark- och vattenutnyttjande (här kallat arealutnyttjande). Skillnaderna i hur en exploatering kan påverka förhållandena för den biologiska mångfalden på den ianspråktagta platsen är naturligtvis avsevärda.

Något förenklat kan den ekologiska påverkan från de förekommande arealutnyttjandeformer grupperas i tre huvudgrupper, nämligen byte, påverkan eller borttagande av ekosystem. Med byte förstås en förändring i markanvändning som skapar möjligheter för helt nya arter att vandra in, emedan de tidigare missgynnas. Med påverkan avses ett kontinuerligt utnyttjande av mark, vilket snarare ger förändrade förutsättningar för befintliga arter. Med borttagande avses slutligen att en yta tas i anspråk så att åtminstone ytlevande organismer inte kan förekomma, exempelvis genom asfaltering eller annan hårdgöring av ytor. I Tabell 1 nedan ges exempel på hur några vanliga arealutnyttjanden kan delas in i dessa tre grupper.

De flesta verksamheter kommer att beröra mer än en av dessa grupper. Vattenkraft, till exempel, resulterar visserligen i visst borttagande i form av byggnader, tillfartsvägar och svallzoner, men domineras ofta arealmässigt av regleringsmagasin vilka snarare är av typen byte. De flesta metodapplikationer måste därför hantera mer än en typ av ekologisk påverkan.

Biotopmetoden är indelad i fyra olika steg, se Tabell 2 och bilaga 1. I kommande avsnitt redogörs för vart och ett av dessa steg.

STEG	KAPITEL
1. Fastställande av systemgränser samt arealberäkning 2. Identifiering av biotoper 3. Indelning av biotoper i fyra kategorier 4. Sammanställning, resultatredovisning	2.1 Avgränsningar 2.2 Biotopidentifiering 2.3 Biotopindelning 2.4 Resultatredovisning

Tabell 2 Biotopmetodens fyra steg

Nedan redogörs för hur de tre första stegen kan genomföras vid tillämpning på de olika typerna av arealutnyttjande. Det redogörs även för skillnader i alternativa vägar att komma vidare i de fall då kunskapsunderlaget är för dåligt för att den optimala vägen i metoden ska kunna följas.

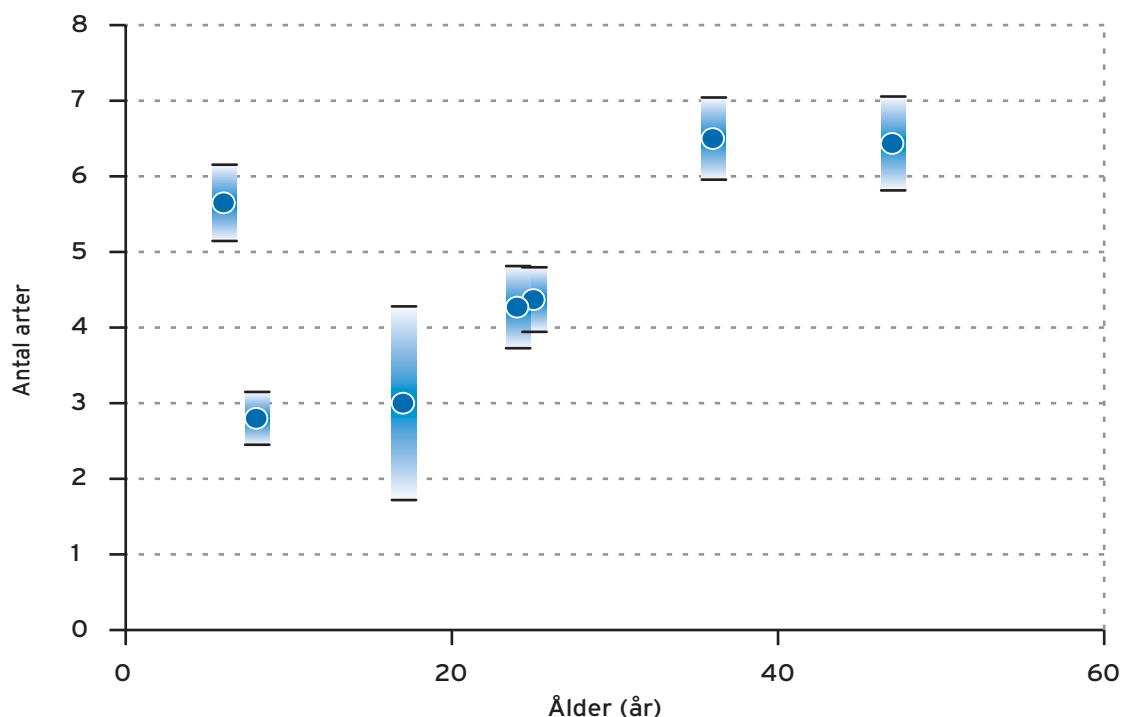
2.1 AVGRÄNSNINGAR

Den viktigaste avgränsningen i metoden är av principiell natur. Biotopmetoden är inte ett verktyg för analys av den totala miljöpåverkan av ett projekt eller en aktivitet. Den är utarbetad för att analysera påverkan på biologisk mångfald. För att kunna bedöma den övergripande miljöeffekten av en aktivitet eller ett projekt måste därför andra kompletterande metoder användas för analys av t.ex. luft- och vattenkvalitetspåverkan.

Det första steget i Biotopmetoden är att fastställa det aktuella projektets systemgränser och påverkansområde. Med systemgräns avses här termens betydelse i LCA-sammanhang, dvs. det tekniska, geografiska och tidsmässiga system som analyseras i en livscykelanalys. Med påverkansområde avses här termens betydelse i MKB-sammanhang, dvs. det område som påverkas signifikant, direkt eller indirekt, av en aktivitet eller ett projekt. Avgränsningssteget går i korthet ut på att definiera vad som ska ingå i bedömningen och vad som ska lämnas utanför, såväl tidsmässigt som geografiskt. Vanligen är den gräns som sätts av påverkansområdet mer inkluderande än den som sätts av den mer tekniskt orienterade systemgränsen. Avgränsning är en förutsättning för att man som resultat ska kunna presentera en karta över området med hela den direkt påverkade arealen karterad och dess biotoper identifierade. Med hjälp av insamlad information kan sedan biotoperna även indelas i kategorier.

2.1.1 Systemgränser

Vid den tidsmässiga avgränsningen är betraktelsesättet i huvudsak gemensamt i alla typer av applikationer. Läget "Före" definieras som läget precis innan, eller så nära innan som möjligt, själva ianspråktagandet/exploateringen. Läget "efter" definieras till en tidpunkt tillräckligt långt efter exploateringen för att biotoperna i viss mån ska ha hunnit återhämta sig. Innebörden av "tillräckligt långt efter" måste avgöras från fall till fall. För redan utbyggda vattenkraftverk kan det handla om 40-50 år (cf. Bååth, 1999, Figur 1) efter exploatering medan det för kraftledningsgator är 0-10 år.



Figur 1 Antalet arter av kärlväxter på kraftverksdammar av olika ålder. Medelvärde och standardavvikelse (efter Bååth 1999)

Ett par specialfall förekommer dock; vid applikation på en expanderande verksamhet som t.ex. dagbrott eller deponier som vid studietidpunkten befinner sig i exploateringsfas, definieras normalt ”efter” som läget vid just studietidpunkten. Det betyder att förhållandena inte har stabiliserats och att ev. planerade rehabiliteringsåtgärder inte är genomförda. I sådana fall rekommenderas att fastställda och budgeterade åtgärder redogörs för kvalitativt, men att de ej medräknas kvantitativt.

Eftersom metoden syftar till att analysera margineffekter behöver inget ”naturtillstånd” definieras. Biotopmetoden inkluderar endast det studerade projektets inverkan på naturmiljön med efterföljande förändringar i flora och fauna, inte något som gjorts i området tidigare. Enligt Biotopmetoden är det endast effekten av det enskilda projektet (dvs. margineffekten) som skall beaktas.

En viktig metodologisk avgränsning är att metoden inte innehåller något steg för analys av kompensationsåtgärder. Detta steg, som är ett grundläggande krav i alla former av konsekvensbedömning, ligger utanför Biotopmetoden, men måste alltså alltid utföras om metoden används som ett led i t.ex. en MKB. Däremot gör metoden det möjligt att tillgodoräkna sig utförda naturvårdsåtgärder i resultatredovisningen, se vidare Kapitel 4.

Den geografiska avgränsningen av vad som skall ingå i analysen och indelningen är viktig att definiera. Biotopmetodens kvantitativa analys fokuserar på markanvändning som har en direkt koppling till det studerade projektet, dvs.:

- har en tydlig geografisk avgränsning
- i huvudsak ej delas med andra projekt/intressen

Det kvantitativa steget inkluderar alltså enbart den direkta arealpåverkan som uppkommit i exploateringsprojektets omedelbara närhet. I praktiken innebär det att man från fall till fall får avgöra vad som ska ingå i bedömningen och vad som ej ingår. Avgränsningarna skall alltid tydligt motiveras och redovisas.

Vissa skillnader i tillvägagångssätt finns mellan olika typer av arealutnyttjanden. Ett komplext fall är kärnkraft, eftersom en applikation här, åtminstone i LCA-/EPD-sammanhang, måste inbegripa hela kärnbränslecykeln; från gruvdrift via anrikning/konvertering och bränsletillverkning via själva elproduktionen till hanteringen av restprodukter i form av uttjänt kärnbränsle.

2.1.2 Informationskällor

Det som avgör huruvida det är möjligt att fastställa de tekniska systemgränserna, är tillgången till bakgrundsmaterial i form av kartor, tekniska beskrivningar och annan dokumentation. Dessa skall göra det möjligt att identifiera och därmed mäta de arealer som påverkats.

Tillgången på informationsmaterial varierar från fall till fall. Exempel på informationskällor som är nödvändiga/värdefulla för att fastställa systemgränserna ges i Tabell 5.

2.1.3 Arealberäkning

Efter fastställd geografisk systemavgränsning mäts de påverkade ytorna lämpligast in med hjälp av ett GIS-program och digitala flygbilder från läget ”Efter”.

2.1.4 Påverkansområde

Det är viktigt att de delar som hamnar utanför de geografiskt strikta systemgränserna, och alltså inte analyseras kvantitativt, behandlas separat. I den kvalitativa analysen, av de områden som faller inom påverkansområdet men utanför den tekniska systemgränsen, följer man i princip arbetsmetodiken för en ekologisk konsekvensbedömning, se kapitel 3. Denna fokuserar på:

- kvalitativ beskrivning av effekter
- identifiering och beskrivning av konsekvenser
- bedömning av konsekvenser

2.1.5 Alternativa tillvägagångssätt

Om man inte kan fastställa systemgränserna, så är Biotopmetoden ej tillämpbar som kvantitativt analysverktyg. I relevanta fall bör man då istället använda andra metoder för kvantitativ och/eller kvalitativ analys.

2.2 BIOTOPIDENTIFIERING

Det andra steget i tillämpningen av Biotopmetoden är identifiering av de miljöer som påverkats, både ”före” och ”efter” exploateringen. Här undersöks vad som är känt om biotoper och naturvärden inom systemgränserna. För att detta ska kunna göras krävs först och främst ett praktiskt tillämpbart identifieringssystem av förekommande biotop typer. Det finns ett antal försök till sådana system för såväl akvatiska, litorala som terrestra miljöer, se Tabell 3.

BENÄMNING	REFERENS*
Vegetationstyper i Norden CORINE Land Cover System Aqua Biotoper som naturvärdeskriterium Svenska Naturtyper (Natura 2000)	Påhlsson 1994 www.lantmateriet.se Willén et al. 1996 Renman et al. 1998 Löfroth 1997
* Var uppgifterna kan hämtas presenteras i referenslistan, kapitel 7	

Tabell 3 Exempel på identifieringssystem som kan användas vid framtagning av biotoplistor

Identifieringen går alltså ut på att ta fram så mycket som möjligt av den befintliga kunskapen om de biotop typer som berörs inom det studerade området. Här lutar Biotopmetoden till befintliga klasser och typologier, anpassade till olika områden och ändamål. Detta är grunden för att göra den indelning i ett mindre antal kategorier som är en viktig del i Biotopmetodens tillämpning (se avsnitt 2.3).

Biotopmetoden förutsätter identifieringssystem som kan inrymma en rad olika miljötyper. Eftersom metoden utvecklats med avseende på svenska/boreala förhållanden måste exempelvis sjöar, vattendrag, skogar, jordbruksmark och bebyggd mark kunna hanteras. Därtill ska systemen vara tillämpliga från fjäll till kustland och från norra Sverige till södra. Ett identifieringssystem som ska kunna hantera allt detta är svårt att konstruera. Det finns till viss del en motsättning mellan generaliseringsbehov och krav på detaljer. Detaljnivån bestäms av kvaliteten på underlagsmaterialet (flygbilder etc.).

Vid tillämpning av Biotopmetoden kan och bör man ta fram situationsanpassade identifieringssystem utifrån studieområdets beskaffenhet och tillgängligt underlagsmaterial.

I Tabell 4 ges ett exempel på hur ett sådant identifieringssystem kan utformas. Samtliga biotoper som går att identifiera, t.ex. i flygbilder, bör beaktas vid identifieringen. I steget biotopidentifiering ingår även att identifiera ytor som saknar förutsättningar för biologisk produktion (se vidare 2.3.1).

HUVUDGRUPP	UNDERGRUPP
Akvatiskt belägna biotoper	Marina vatten Brackvatten Stråkande vatten/forsande vatten (>0,7 m/s) Stömmande vatten (0,2-0,7 m/s) Lugnflytande vatten (0-0,2 m/s) Korvsjö
Littoralt belägna biotoper	Strandäng Strandhäll Strandskog Revel Ravin (skogsbevuxen) Nipa Strandkärr Skraeläng
Terrestert belägna biotoper	Barrskog Lövskog Hedmark/öppen mark Hygge (obs! ej röjning inför dämning) Jordbruksmark Myr/mosse Berg i dagen/blockmark Kalfjäll Blandskog
Övriga miljöer	Bebyggelse/anlagda ytor Glaciärer

Tabell 4 Exempel på identifieringssystem för boreala områden.

Exempel på underlagsmaterial till identifiering redovisas i Tabell 5. I bilaga 2 ges ett exempel på ett område med identifierade biotoper och kategorier i läget "Efter".

2.2.1 Informationskällor

Vid identifiering finns ett stort antal möjliga informationskällor, se t. ex. Tabell 5. I ett idealt läge finns god tillgång till flygbilder och kartmaterial för såväl "före" som "efter", vilket möjliggör högupplösta biotopkartor. För "efter" finns ju dessutom normalt möjlighet att via platsbesök kartlägga detta. Ytor

som hamnar i gruppen borttagande enligt ovan, identifieras inte som biotop, snarare som typ av teknisk struktur. En mycket viktig källa är Lantmäteriverkets flygbildsarkiv där flygbilder från tiden innan ianspråktagandet många gånger kan återfinnas. Flygbilderna är generellt sett inte tagna i syfte att användas för vegetationskartering. I ett idealt läge finns tillgång till IR-bilder, framtagna enbart för vegetationskartering men sådana finns troligen ytterst sällan för exploateringar före 1980. I praktiken innebär detta att bilderna många gånger kan vara tagna vid en för vegetationskartering ogynnsam tidpunkt eller från en ogynnsam flyghöjd. När Biotopmetoden tillämpas på s.k. linjära strukturer såsom vägar, vattendrag och kraftledningsgator är det speciellt viktigt att ha god upplösning på bilderna.

INFORMATIONSKÄLLOR (CHECKLISTA)		FÖRE*	EFTER*
Flygbilder	Infraröda (IR)	1	1
	Pankromatiska (svartvita)	2	2
Allmänna kartor	Topografiska	3	3
	Ekonomiska	3	3
	Vegetation	2	2
	Jordart	3	2
Specialkartor	Situationskarta	4	4
	Skadkartor	2	4
	Historiska kartor	2	4
Övrigt	Platsbesök	1**	1
	Inventeringar	3	3
	Tekniska beskrivningar	3	3
	MKB, tillståndsansökan	2	2
	Miljörapporter	3	3
* Användbarhet, 1 är högst och 4 lägst			
** Är dock endast i undantagsfall möjligt i retrospektiva analyser, se sektion 2.2.2			

Tabell 5 Informationskällor för identifiering och deras användbarhet.

ITabell 5 ges en bedömning av de olika källornas användbarhet baserat på erfarenheter av genomförda tillämpningar av metoden.

2.2.2 Alternativa tillvägagångssätt

För nyligen genomförda exploateringar, eller för exploateringar vars omgivning dokumenterat inte har förändrats i någon större omfattning sedan ianspråktagandet, finns ett alternativt tillvägagångssätt. Identifieringen av "föres" biotoper kan då genomföras med utgångspunkt från tillgängliga flygbilder samt iakttagelser på plats. Detta gäller t.ex. de flesta vindkraftetableringar. Då markutnyttjandet här normalt sett kan betraktas som ringa och huvudsakligen består i smala tillfartsvägar samt mindre vändplaner, bedöms det vara tillräckligt att studera omgivande marker och göra antagandet (eventuellt med stöd av flygbilder eller annan dokumentation från "före") att den ianspråktagna ytan var av samma karaktär som den omgivande.

Det ideala läget beskriver en situation med god informationstillgång. I praktiken kan dock underlagsmaterialet vara mycket bristfälligt. Många exploateringsprojekt har inte föregåtts av kartering och flygfotografering. I de fall områdets biotop typer ej är möjliga att fastställa, måste efterföljande indelning ske med en genväg, i detta fall utifrån förutbestämda indelningsnycklar (se 2.3.4 och Bilaga 1).

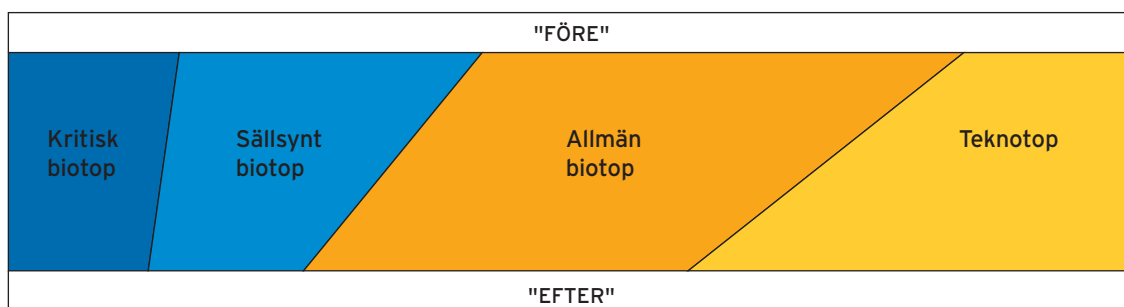
2.3 BIOTOPINDELNING

Olika identifieringssystem och metoder ger ett stort antal biotoptyper, klasser eller indikationer på naturtyper och naturelement. För att skapa en enhetlig och jämförbar bedömning inom Biotopmetoden är det därför nödvändigt att standardisera dessa för vidare analys. Detta innebär att de olika klasser eller grupper av biotoper som erhöles i identifieringssteget delas in i fyra kategorier. Dessa kategorier är basen för Biotopmetoden. Indelningen utgör en bedömning av vilka naturtyper som hör till vilken kategori enligt Biotopmetoden.

För att kunna dela in biotoperna i kategorier behövs ett bra underlagsmaterial. I ideala fall finns omfattande inventeringar av det exploaterade objektets flora och fauna utförda, såväl "före" som "efter" exploatering (se Tabell 7). Då kvarstår att koppla förekommande arter till de olika biotoptyper som karterats in i området, för att möjliggöra en indelning av dessa.

I Biotopmetoden används fyra kategorier: kritiska, sällsynta och allmänna biotoper, samt teknotoper (se 2.3.1 alternativt 5 för definitioner). Förfarandet är lika för såväl situationen "före" som "efter" ianspråktagandet. Det är viktigt att påpeka att indelningen sker med dagens kunskap och värderingar även på dåtidens handlingar. Ytterligare kunskap och ändrade värderingar innebär att framtida bedömningar kan komma att bli annorlunda.

Nedan redovisas en prinsipskiss över hur olika biotopkategoriers fördelning kan förändras vid en exploatering. Ytorna i figuren illustrerar förändringen i proportionerna av kritiska, sällsynta och allmänna biotoper samt teknotoper mellan situationen före respektive efter exploatering. Observera att detta är ett exempel, i praktiken saknas t. ex. teknotoper ofta i ursprungsläget.



Figur 2 Prinsipskiss för Biotopmetoden.

En viktig aspekt av Biotopmetoden är att nyskapade miljöer ska tas med i indelningen på samma sätt som andra. Syftet är att möjligheten att tillgodoräkna nyskapade naturvärden skall uppmuntra till biotopvård (se vidare kap. 4).

För att öka metodens transparens och repeterbarhet skall indelade biotoptyper även ges kvalitativa beskrivningar. Kvalitativa beskrivningar skall som tidigare nämnts även tas fram vid fastställande av systemgränser och vid identifiering, men bedöms vara extra viktigt vid indelning i kategorier. Dessa beskrivningar skall även innehålla motiveringar till varför biotoperna indelats på det sätt som skett. Teknotoper karteras in i identifieringsskedet, och någon vidare indelning behövs ej.

2.3.1 Biotopmetodens kategorier

De identifierade biotoperna indelas i fyra kategorier;

- *Kritiska biotoper, KB*
- *Sällsynta biotoper, SB*
- *Allmänna biotoper, AB*
- *Teknotoper, T*

Nedan ges definitioner av de fyra kategorierna.

Kritisk biotop

Definition av kritisk biotop (KB):

En kritisk biotop är ett område som från en samlad bedömning av biotopens struktur, artinnehåll, historik och fysiska miljö idag har mycket stort betydelse för flora och fauna. Där finns eller kan förväntas finnas rödlistade arter.*

* Biotopen uppvisar kvaliteter som indikerar förekomst av rödlistade arter, men belagda fynd saknas.

Sällsynt biotop

Det finns biotoper, som inte uppfyller definitionen för KB, men som t. ex. genom hög artrikedom ändå förtjänas att särskiljas från AB. Vi kallar dessa för sällsynta biotoper.

Definition av sällsynt biotop (SB):

Biotop som avviker från omkringliggande miljöer genom hög artrikedom, förekomst av för regionen ovanliga arter eller förekomst av nyckelelement.*

* Exempelvis rar eller sällsynt enligt Krok & Almquist (1984)

Allmän biotop

Förutom kritiska (KB) och sällsynta biotoper (SB) påverkas även den mer ”vardagliga” naturen vid exploatering. Med detta avses miljötyper som är vanligt förekommande i ett större område. Dessa miljöer kan i och för sig hysa enstaka sällsynta, ovanliga eller t.o.m. rödlistade arter, men då miljötyperna i sig är vanliga, har vi valt att indela dessa i en egen kategori. Vi kallar denna för allmänna biotoper.

Definition av allmän biotop (AB):

Övriga biotoper, dvs. de som inte kan hänföras till någon av de övriga kategorierna

Såväl akvatiska, littorala som rent terrestra ekosystem kan naturligtvis rymma biotoper i alla de tre ovanstående kategorierna.

Teknotop

Vissa markanvändningsformer leder till praktiskt taget fullständig förlust av flora och fauna. Dessa speciella ytor bör särskiljas i indelningen. Med teknotoper avses t. ex. markarealer där jordtäcket antingen grävs/eroderats bort eller permanent övertäckts/hårdgjorts (t. ex. vägar, byggnader, parkeringsplatser). Det kan även röra sig om ruderatmark som på lång sikt kommer att återhämta sig, men som i det valda läget ”efter” saknar flora och fauna.

Definition av teknotop (T):

Ytor utan förutsättningar för biologisk produktion (t. ex. hårdgjorda ytor och byggnader)

Teknotoper kan givetvis ha förekommit redan innan den aktuella exploateringen, och ingår då i beskrivningen av läget ”före”.

2.3.2 Indikatorer

För att kunna genomföra indelningen av biotoper krävs någon form av indikatorer. I Biotopmetoden används dels rödlistade arter, dels nyckelelement (se nedan) för att kunna särskilja de kritiska, sällsynta och allmänna biotoperna. Kommande avsnitt innehåller en beskrivning av bakomliggande resonemang.

Det har under naturvårdsbiologins framväxt tagits fram en mängd system för att identifiera och dela in naturen enligt dess olika biotiska och abiotiska förhållanden. I flera system har man valt att identifiera olika miljötyper som är särskilt intressanta; ofta p.g.a. deras potential att hysa rödlistade

arter. Ett exempel på detta är Skogsstyrelsens system för identifiering av nyckelbiotoper, dvs. mindre områden som hyser eller kan hysa rödlistade arter (Skogsstyrelsen 1994). Andra indikatorer kan vara olika strukturer/element i landskapet som skapar förutsättningar för ett rikt biologiskt liv (se Tabell 6).

Rödlistade arter

I många länder runt om i världen upprättas nationella listor (s.k. rödlistor) över arter vilkas fortlevnad på något sätt är hotad. I Sverige har ArtDatabanken i uppdrag att insamla, utvärdera och lagra den viktigaste informationen om hotade och sällsynta växter och djur, bedöma graden och typen av hot och sammanställa s.k. rödlistor (Gärdenfors 2000). I Biotopmetoden används rödlistade arter för att identifiera de kritiska biotoperna. De rödlistade arternas betydelse som indikatorer är inte helt självklar men kan motiveras med följande:

En gemensam nämnare för rödlistade arter är att de bedöms riskera att försvinna inom en mer eller mindre näraliggande framtid. Rödlistade arter utgör därför inte ett representativt utsnitt av den biologiska mångfalden för olika ekosystem. Däremot kan proportionen av rödlistade arter tillhörande en viss biototyp avspegla graden av mänskliga störningar och därmed den utarmningsprocess som drabbat biodiversiteten där. Rödlistade arter kan således sägas utgöra den sårbara toppen av artdiversiteten inom ett ekosystem. Därmed är de rödlistade arterna ofta också indikativa och användbara som övervakningsorganismer" [...] "Den biologiska mångfalden utgörs till största delen av icke rödlistade arter. De har naturligtvis samma bevarandevärde, men får ofta mindre uppmärksamhet i naturvärdesbedömningar eftersom deras förekomster inte på samma sätt är hotade. De rödlistade arterna är ofta mer specialiserade än andra arter och de indikerar därför ofta speciella skyddsvärda förhållanden".... (Cederberg et al. 1997)

Nyckelelement

Begreppet nyckelelement (se Tabell 6) avser olika strukturer i landskapet som skapar förutsättningar för högre biologisk mångfald och kan därför användas som indikator vid indelning, företrädesvis för sällsynta biotoper, SB. Förekomsten eller avsaknaden av nyckelelement styr indelningen enligt definitionerna under 2.3.1.

SKOGLANDSKAP ¹	JORDBRUKSLANDSKAPET ²	SPECIELLA MILJÖER ³ VID VATTENDRAG
Boträd, hålträd Gamla träd och buskar Låga, stubbe (brandstubbe, högstubbe) Torrträd, torraka Vindfälle, rotvälta Bäck	Kjolgran, sengran, senek Hamlat träd (vårdträd) Gammalt solitärträd, solitärt stående gran Grova grenar på ädellövträd Träd och buskar som producerar bär eller frukter Våtmarker	Fall Sprayzon Källa Rikkärr Bäck/bäckstrand Lekbotten, uppväxtplats
¹ Enligt bl.a. FSC (1997), Enström (1996) etc. ² Flera miljöer omnämns i bl.a. Bringman (1995) ³ Enligt bl.a. Renman et al. 1998 och Willén et al. 1996. Kravet på "rikedom" av nyckelelement är mindre relevant (se sällsynta biotoper). Förekomst av enstaka element kan vara tillräcklig, exempelvis för fall, rikkärr, bäck och sprayzon.		

Tabell 6 Exempel på nyckelelement

Endemism

Endemism har framförts som en möjlig indikator på biologisk mångfald, men vi har valt att inte låta detta begrepp vara bestämmande inom Biotopmetoden. Detta beror i första hand på att de förhållanden som faller under endemism redan tillgodoses med hjälp av indikatorn hotade (rödlistade) arter, i andra hand på definitionsmässiga problem. Endemism betyder i biologiska sammanhang att en art är naturligt förekommande bara i ett område och att den inte finns på någon

annan plats. Området under betraktande blir alltså bestämmande för hur endemismen skall ses (Townsend Peterson and Watson, 1998). Å andra sidan kan man förvänta sig att om endemism förekommer inom undersökningsområdet så är det nästan säkert fråga om en rödlistad art.

Arter

Biotopmetoden gör ingen speciell bedömning av vilka arter som är mest intressanta för bedömningen av biologisk mångfald. Detta måste bedömas med avseende på den naturtyp som kommer i fråga vid ett visst undersökningstillfälle, till exempel om det är fråga om ett landområde, ett vattendrag eller en strand. Eftersom Biotopmetoden hittills mest applicerats i det skandinaviska barrskogsområdet har kärlväxter, mossor och lavar använts i stor utsträckning för att bedöma den biologiska mångfalden. En fördel med detta är att individerna inte förflyttar sig, som t. ex. är fallet med högre rovdjur eller fåglar. Om den senare typen av arter används vid identifieringen måste särskilda överväganden göras, såsom behovet av revir, födosöks- eller häckningsplatser.

Skyddade områden

I Sverige finns ett stort antal områden som har ett naturskydd i en eller annan form. Det gäller nationalparker, naturreservat, kulturresevat, naturvårdsområden, naturminnen och djur- och växtskyddsområden, se Bilaga 5. I de flesta fall är skyddade områden i Sverige att bedöma som lägst "Sällsynt biotop" enligt Biotopmetoden, även om undantag kan förekomma.

Internationellt finns också flera system för naturskydd av känsliga områden. Värdefulla våtmarksområden skyddas av Ramsar-konventionen i hela världen. Natura-2000-områden inom EU sammanfaller ofta helt eller delvis med befintliga svenska naturskyddsområden. Natura-2000 är dessutom sammanlänkat med EU:s Fågelskyddsdirektiv.

Utanför Sverige gäller att områden skyddade av lagstiftning och/eller internationella avtal och konventioner skall betraktas som lägst "Sällsynt Biotop". För närmare vägledning i specifika fall hänvisas till definitionen hos respektive skyddssystem.

2.3.3 Informationskällor

I en ideal situation finns ett gott informationsmaterial rörande det studerade områdets naturvetenskapliga beskaffenhet före ianspråktagandet. I Tabell 7 sammanställs viktiga informationskällor (checklista) som kan beaktas vid indelning av biotoper.

	NAMN	REFERENS
Publikationer	Rödlistade arter i Sverige 2005 Rödlistade kärlväxter i Sverige Rödlistade svampar i Sverige Rödlistade mossor i Sverige Rödlistade lavar i Sverige Rödlistade evertebrater i Sverige Rödlistade ryggradsdjur i Sverige Svenska djur och växter i Natura 2000	Gärdenfors (red.) 2005 Aronsson (red.) 1999 Larsson (red.) 1997 Hallingbäck (red.) 1998 Thor & Arvidsson (red.) 1999 Ehnström et al. 1993 Ahlén & Tjernberg (red.) 1996 Cederberg & Löfroth 2000
Övriga källor	KVA:s avhandlingar (diverse) ArtDatabankens observationsregister SLU Växtplankton SLU Bottenfauna SLU Djurplankton Elfiskeregistret Sötvattenslaboratoriets provfisken i sjöar	www.kva.se www.dha.slu.se www.ma.slu.se www.ma.slu.se www.ma.slu.se www.fiskeriverket.se www.fiskeriverket.se

Tabell 7 Exempel på informationskällor vid indelning av biotoper (checklista)

Fynduppgifter om rödlistade arter finns samlade i ArtDatabankens observationsregister. Denna sammanställning är dock ej komplett. En del material i form av inventeringar etc. kan också finnas hos respektive länsstyrelse och kommun.

Befintliga system för naturvärdesbedömning

Det finns idag ett flertal olika naturtyper som i olika inventeringar redan tillskrivits vissa ”värden” i relation till varandra, baserat på t. ex. förekommande naturvärden. I de fall sådana miljöer är belägna inom aktuella områden (dvs. där Biotopmetoden tillämpas), kan dessa värden användas som utgångspunkt för, eller hjälp vid, indelningen. I Tabell 8 listas ett antal olika sådana bedömningsmetoder och förslag ges på hur klasserna i dessa metoder kan översättas till Biotopmetodens kategorier.

BEDÖMNINGSMETOD	KLASS*	BM-KATEGORI**
Länsstyrelsernas naturvårdsprogram	1-2 3	KB SB
Ängs-och hagmarksinvesteringar (Länsstyrelserna)	1-2 3-4	KB SB
Nyckelbiotopsinventeringar (Skogsvårdsstyrelsen)	Nyckelbiotop Naturvärdesobjekt Övrig skog	KB SB AB
Urskogsinventeringar (Naturvårdsverket)	1 2-3	KB SB
Våtmarksinventeringar (Länsstyrelserna och Naturvårdsverket)	1-2 3 4	KB SB AB
Sumpskogsinventeringar(Skogsvårdsstyrelsen)	1 2 3-4	KB SB AB
Naturområden i Natura 2000	Samtliga	Lägst SB
Våtmarksområden skyddade enligt Ramsar-konventionen	Samtliga	Lägst SB
*Klass som definierats inom respektive naturvärdesbedömning **Kategori enligt Biotopmetoden		

Tabell 8 Naturvärdesbedömning koppling till Biotopmetodens kategorier

2.3.4 Alternativa tillvägagångssätt

I de fall då inget, eller endast ett mycket begränsat inventeringsmaterial finns till förfogande, krävs andra lösningar för att möjliggöra indelning av de förlorade och nyskapade biotoperna. För detta syfte kan en områdesanpassad standardlista över förekommande biotoptyper i de olika kategorierna tas fram och användas. En sådan lista bör vara lokalt/regionalt anpassad efter hur de olika biotoptyperna generellt sett bedöms i det aktuella området. Med detta menas att man använder tillämpliga delar av det system för identifiering som presenteras under 2.2 och att man tilldelar respektive biotoptyp en kategori (KB, SB, AB respektive T enligt 2.3.1). Ett exempel på en sådan områdesanpassad standardlista för ett fjällnära område i Norrbottens inland återfinns i bilaga 3. Den områdesanpassade standardlistan kan sedan användas som tolkningsunderlag vid t. ex. flygbildstolkning. I detta fall vet man redan efter identifieringen hur fördelningen av kritiska, sällsynta och allmänna biotoper ser ut. Ingen koppling till dokumenterade fynd av arter och enskilda identifierade biotoper behövs. Dock kvarstår möjligheten att göra avvikelser från standardlistan för enskilda objekt där tillgänglig kunskap tillåter sådana bedömningar. Dessa avvikelser måste dock, som alltid i Biotopmetoden, beläggas och motiveras tydligt.

När det inte är möjligt att hitta information som medger identifiering och indelning enligt standardlistan, kan förutbestämda indelningsnycklar tillämpas (se boxen nedan). Arealerna indelas

sålunda direkt, utan föregående identifiering. Syftet med nycklarna är att med god marginal schablonmässigt indela de ursprungliga och/eller resulterande arealerna. Indelningsnycklarna är framtagna med mycket stor försiktighet. Huvudsyftet är att de endast ska användas vid ytterst begränsad informationstillgång. Proportionerna mellan kategorierna i indelningsnycklarna bedöms vara så väl tilltagna att störningarna av arealutnyttjandet med god marginal inte underskattas. Detta innebär att indelningsnycklarna alltid skall överskatta Kritiska och Sällsynta biotoper i ”före”-steget, och alltid underskatta dem i ”efter”-steget. Det skall alltså inte finnas någon risk att dessa nycklar används för att snabbt komma till ett (för exploatören) fördelaktigare resultat.

Alternativ 1: När inventeringsmaterial saknas men de påverkade arealerna identifierats, indelas biotoperna enligt en områdesanpassad standardlista (exempel i bilaga 3).

Alternativ 2: När det varken är möjligt att hitta information för identifiering eller för indelning måste förutbestämda indelningsnycklar tillämpas.

Indelningsnyckel [F] för läget ”före”: Uppmätt areal T^* , resterande del fördelas enligt 40 % KB, 40 % SB och 20 % AB.

Indelningsnyckel [E] för läget ”efter”: 0 % KB, 0 % SB, $100 - X^*$ % AB, X^* % T (uppmätt).

* Arealen teknotoper kan i regel alltid mätas in från t. ex. ekonomiska kartblad. Om det ej är möjligt att fastställa ytan T antas värdet vara 100 % av den påverkade ytan i ”efter”, respektive 0 % i ”före”.

2.4 RESULTATREDOVISNING

2.4.1 Kvalitetsnivåer och redovisande dokument

Uppgifter framtagna inom LCA och andra miljöanalysmetoder måste presenteras på ett standardiserat sätt. Det är viktigt att relevant information redovisas, och att dess kvalitet ligger öppen för bedömning. I Tabell 9 redogörs för vilka krav på resultatredovisning och kvalitetsnivåer som föreslås. Kraven beror dels på kvaliteten och omfattningen av indata som är tillgängliga (vilket delvis återspeglas av vilka hjälpmedel man har använt), dels på vilka insatser och resurser som exploatören är beredd att lägga ner på sin miljöpåverkansanalys. Resultaten indelas i olika kvalitetsnivåer, beroende på ovanstående. Kort sammanfattat kan sägas att ju mer information som är tillgänglig och ju mer tid som läggs på insamling och analys av data, desto högre kvalitetsnivå är det möjligt att nå.

Den högsta kvalitetsnivån, nivå A, erhålls när ett omfattande inventeringsmaterial finns tillgängligt både före och efter exploateringen. Detta resulterar i fullt ut identifierade och indelade arealer, fördelade på Biotopmetodens fyra kategorier: Kritisk, Sällsynt och Allmän biotop samt Teknotop. Om inventeringsmaterial saknas antingen före eller efter, eller vid båda tidpunkterna, och indelningen då måste ske med hjälp av en områdesanpassad standardlista, blir kvalitetsnivån B. Om även den områdesanpassade standardlistan saknas, och indelningsnyckel måste tillgripas blir kvalitetsnivån C. Om noggrannheten skiljer mellan före och efter så är den lägsta nivån som används bestämmande för slutresultatet i varje enskilt fall.

Inom kvalitetsnivå B och C finns en möjlighet till gradering, beroende på vilken kombination av metoder som använts.

Kvalitetskraven återspeglas också i form av den siffernoggrannhet med vilken resultaten får anges. Siffernoggrannheten anger hur många signifikanta siffror som får förekomma i slutredovisningen – inte hur många som används i analyser och beräkningar. Siffernoggrannheten beror på vilka hjälpmedel som använts. Med omfattande inventeringsmaterial kan tre siffrors noggrannhet motiveras. Om en områdesanpassad standardlista använts gäller två siffror, och med indelningsnyckel endast en signifikant siffra. Den metod med lägst noggrannhet som används blir bestämmande för slutresultatet i varje enskilt fall.

Det är också önskvärt att eftersträva enhetlig, och därmed lättläst, sifferredovisning i resultattabellerna. Detta innebär att man bör sträva efter att inte använda mer än var tredje tiopotens, helst samma, när man uttrycker påverkan (m^2) per erhållen ”nytta” (t. ex. kWh), i en tabell. Exemplet

i Bilaga 4 visar detta. En konsekvens av detta är att man kan missledas att tro att fler värdesiffror används än vad som angivits ovan (se Bilaga 4).

	FÖRE	EFTER	RESULTAT			
	Metoder	Metoder	Minimikrav på redovisning*			
Kvalitetsnivå			Siffernoggrannhet	Kartor	Tabell	Beskrivning
A	Inventering	Inventering	3	X	X	X
B1	Inventering	Standardlista	2	X	X	X
B2	Standardlista	Inventering	2	X	X	X
B3	Standardlista	Standardlista	2	X	X	X
C1	Inventering	Inledningsnyckel	1	X	X	X
C2	Indelningsnyckel	Inventering	1	X	X	X
C3	Standardlista	Inledningsnyckel	1	X	X	X
C4	Inledningsnyckel	Standardlista	1	X	X	X
C5	Inledningsnyckel	Inledningsnyckel	1		X	

*Kartor: På kvalitetsnivåerna A och B skall "Före" och "Efter"-kartorna redovisa såväl identifierade som indelade biotoper.
 Tabeller skall innehålla arealuppgifter för identifierade och indelade biotoper.
 Beskrivning omfattar skriftliga motiveringar för systemgränser, identifiering och indelning, för både läget "före" och "efter".

Tabell 9 Översikt över de olika kvalitetsnivåerna enligt Biotopmetoden

Exempel på hur kartor och tabeller kan utformas ges i bilaga 2 och bilaga 4. Arealuppgifterna kan redovisas antingen i en fristående redogörelse, eller relaterade till erhållna nyttigheter från exploateringen, exempelvis m^2/kWh el (se bilaga 4). På så vis kan en påverkansbedömning som medger jämförelser med andra projekt erhållas. Läs mer om kopplingen till erhållen nytta i stycke 2.4.2 och 2.4.3.

2.4.2 Funktionell enhet

Funktionell enhet är ett begrepp från livscykelanalys-metodik. Det betyder den enhet av producerad nytta som används som jämförelse- eller effektivitetsmått. Om den biotop-påverkan som uppmäts med Biotopmetoden skall kunna användas för att jämföra effektiviteten mellan två sätt att producera samma nytta så måste den relateras till en sådan funktionell enhet. I fallet med elenergi, för vilket Biotopmetoden ursprungligen utvecklades, är denna enhet kWh. Man kan givetvis använda andra enheter, MWh eller GJ t.ex., men huvudsaken är att man alltså konsekvent redovisar all påverkan relativt samma enhet.

2.4.3 Livslängdsbegreppet

Den biologiska mångfalden kommer att påverkas så länge verksamheten är i drift på den specifika platsen. Ju längre livslängd som används vid resultatberäkningen, desto mindre blir påverkan per nytta i och med att biotoppåverkan antas vara konstant under hela livslängden. Storleken på påverkan styrs av hur situationen ser ut vid det valda "efter"-läget.

I LCA-sammanhang pratar man om en anläggnings livscykel från vaggan till graven, och livscykelns längd styrs av de ingående delarnas livslängd. En anläggning kan förstas moderniseras eller till och med bytas ut helt och därmed få längre livslängd än de ingående tekniska delarna. Det är exempelvis mycket troligt att det kommer att stå vindkraftverk på en mycket gynnsam plats i mer än 25 år. Det finns således två aktuella tidsperspektiv; anläggningens tekniska livslängd och teknologins beräknade livslängd på platsen. Vid tillämpning av Biotopmetoden i LCA-sammanhang eller i en EPD används

lämpligen samma tidsmässiga systemgräns som i LCA:n. I de fall en betraktare vill studera och jämföra påverkan på den biologiska mångfalden mellan olika teknologier inom samma kategori, såsom t.ex. vindkraft och kärnkraft i elproduktion, erhålls den mest rättvisa jämförelsen om samma beräknade livslängd antas. Man bör alltså använda en enda livslängd när man jämför olika sätt att åstadkomma samma nytthet. För kraftproduktion har vi valt att rekommendera 50 år, som är ett långsiktigt, men ändå överblickbart tidsperspektiv. Om man vill är det givetvis fullt möjligt att redovisa t. ex. en känslighetsanalys av livslängdens betydelse genom att i en enkel tabell redovisa förslagsvis tre olika.

Två slutresultat kan redovisas i Biotopmetoden:

1. Det ena resultatet ska kunna kopplas till anläggningens LCA. De påverkade ytorna relateras till en total nettoproduktion under anläggningens tekniska livslängd.
2. Det andra resultatet ska kunna användas för jämförelser med andra liknande verksamheter. De påverkade ytorna relateras till en total nettoproduktion under en fastställd tidsrymd som är lika för alla analyserade verksamheter, förslagsvis 50 år inom kraftproduktion.

3 KVALITATIV BEDÖMNING UTANFÖR DEN TEKNISKA SYSTEMGRÄNSEN SAMT ANVÄNDANDE I MKB-ARBETE

Den **kvalitativa bedömningen** av effekter utanför den tekniska systemgränsen ska resultera i en beskrivning av vilka signifikanta effekter och konsekvenser som har uppstått eller kan förväntas uppstå till följd av projektet/aktiviteten.

3.1 KVALITATIV BEDÖMNING UTAN FORMELLA MKB-KRAV

Studien skall utföras i enlighet med de vägledande principer som ingår i International Association for Impact Assessments "Biodiversity-inclusive Impact Assessment – Principles and Practices" (IAIA, 2005). Dock kan avsteg göras från den MKB-anpassade flerstegsprincip som anges där.

3.1.1 Beskrivning av effekter

- Kort introduktion (ca ½ sida) om typiska effekter på den biologiska mångfalden från den typ av projekt/aktivitet som studien gäller, t.ex. vattenkraft, vindkraft, gruvdrift etc.
- Kort beskrivning av befintliga lokaler i påverkansområdet som har signifikanta och kända biodiversitetsvärden.
- Kort beskrivning/kommentar av resultatet från den kvantitativa bedömningen inom den tekniska systemgränsen, och dess relevans för hela påverkansområdet.
- Beskrivning av relationen mellan hela påverkansområdets storlek jämfört med det område som ligger innanför den tekniska systemgränsen, och som därmed har analyserats kvantitativt.

3.1.2 Identifiering av konsekvenser

Använd huvudsakligen sekundärdata vid identifieringen av konsekvenser. Identifiera både direkta och indirekta signifikanta konsekvenser. Endast vid kraftigt signifikanta dataluckor bör fältstudier utföras. I dessa fall bör fjärranalysmetoder stöttade av fältkontroller vara metodologiskt förstahandsval. Identifierad påverkan på följande kvaliteter och funktioner i miljön är av vikt för denna bedömning:

- Skyddade områden; nationalparker, reservat, etc.
- Dokumenterade "hot spots" för biologisk mångfald
- Biotoper med sårbara och hotade arter (inkluderande arter där kompensations- och skötselåtgärder haft svårt att visa framgång)
- Biotoper med hög artrikedom, eller med god potential för hög artrikedom
- Viktiga spridningskorridorer eller buffertzoner
- Viktiga nyckelelement
- Biotoper med lång kontinuitet
- Stora sammanhängande områden utan tidigare allvarliga störningar
- Ovanliga och störningskänsliga biotoper, och biotoper som tar lång tid att återhämta sig
- Refugier för arter under press (klimat, utveckling etc.)

Härvidlag bör följande konsekvenser utredas och beskrivas:

- Biotoper ändrar storlek
- Biotopens funktionalitet förändras
- Kumulativa konsekvenser
- Uppnås tröskelvärden?
- Fragmentering
- Barriäreffekter
- Kanteffekter

3.2 KVALITATIV BEDÖMNING MED FORMELLA MKB-KRAV

Studien skall utföras i enlighet med de vägledande principer som publicerats av International Association for Impact Assessment; "Biodiversity-inclusive Impact Assessment – Principles and Practices" (IAIA, 2005).

3.2.1 Arbetsgång och principer

Arbetsgången i en MKB ställer krav på en stegvis analys där man följer den gängse metodikgången med behovsbedömning (screening på engelska), projektavgränsning (scoping), konsekvensanalys (impact assessment), mildrande åtgärder samt hantering av konsekvenser (mitigation), utvärdering av konsekvensens betydelse (valuation), rapportering (reporting), granskning (review), beslutsfattande (decision-making), skötselplaner – uppföljning – utvärdering (management – monitoring – evaluation/auditing).

3.2.2 Beskrivning av effekter

- Introduktion (ca 2 sidor) om typiska effekter på den biologiska mångfalden från den typ av projekt/aktivitet som studien gäller, t.ex. vattenkraft, vindkraft, gruvdrift etc.
- Detaljerad beskrivning av befintliga lokaler i påverkansområdet som har signifikanta och kända biodiversitetsvärden.
- Kort kommentar av resultatet från den kvantitativa bedömningen inom den tekniska systemgränsen, och dess relevans för hela påverkansområdet.
- Kort beskrivning av relationen mellan hela påverkansområdets generella geografi och ekologi jämfört med det område som ligger innanför den tekniska systemgränsen, och som därmed har analyserats kvantitativt.
- Beskrivning av relationen mellan hela påverkansområdets storlek jämfört med det område som ligger innanför den tekniska systemgränsen, och som därmed har analyserats kvantitativt.

3.2.3 Identifiering av konsekvenser

Använd enbart sekundärdata vid den inledande planeringen och identifieringen av konsekvenser (scoping). Identifiera både direkta och indirekta signifikanta konsekvenser. Vid signifikanta dataluckor måste fältstudier utföras, och fjärranalysmetoder stöttade av fältkontroller bör vara metodologiskt förstahandsval. Förutom detta kan även andra ekologiska standardmetoder för inventering användas, men stor vikt bör läggas på kostnadseffektivitet och resultatrelevans. Identifierad påverkan på följande kvaliteter och funktioner i miljön är av vikt för denna bedömning (desamma som ovan i 3.1.2).

- Skyddade områden; nationalparker, reservat, etc.
- Dokumenterade "hot spots" för biologisk mångfald
- Biotoper med sårbara och hotade arter (inkluderande arter där kompensations- och skötselåtgärder haft svårt att visa framgång)
- Biotoper med hög artrikedom, eller med god potential för hög artrikedom
- Viktiga spridningskorridorer eller buffertzoner
- Viktiga nyckelelement
- Biotoper med lång kontinuitet
- Stora sammanhängande områden utan tidigare allvarliga störningar
- Ovanliga och störningskänsliga biotoper, och biotoper som tar lång tid att återhämta sig
- Refugier för arter under press (klimat, utveckling etc.)

Härvidlag bör följande konsekvenser utredas och beskrivas:

- Biotoper ändrar storlek

- Biotopens funktionalitet förändras
- Kumulativa konsekvenser
- Uppnås tröskelvärden?
- Fragmentering
- Barriäreffekter
- Kanteffekter

3.2.4 Bedömning av konsekvenser

Indikatorer för bedömningen skall huvudsakligen vara desamma som vid den kvantitativa bedömningen innanför den tekniska systemgränsen. Av resursskäl är det dock viktigt att använda referenser till redan analyserade liknande projekt/aktiviteter i jämförbara miljöer.

Tabell 10 nedan läses från kolumn A till kolumn E. Den första kolumn där man får ett faktiskt utfall från det studerade projektet blir den påverkanskategori som ansätts för projektet, om ett enda värde skall redovisas. Det är dock fullt möjligt att redovisa påverkan från olika komponenter var för sig, speciellt om dessa skiljer sig åt i ett geografiskt perspektiv, dvs. lokalisering, utbredning etc. I fallet med en MKB-studie är detta mer detaljerade tillvägagångssätt **ett krav**.

Motivera bedömningen i text. Kommentera storlek, omfattning och betydelse av identifierade signifikanta effekter med särskilt fokus på de faktorer som styr inplaceringen.

A	B	C	D	E
Kraftig negativ påverkan	Liten negativ påverkan	Ingen signifikant påverkan	Positiv påverkan	Omöjligt att bedöma p.g.a. data eller resursbrist
<ul style="list-style-type: none"> · Påverkan på Natura 2000, Ramsar områden och andra internationellt listade objekt · Omfattande påverkan på naturreservat, biotopskydd etc. (nationellt skyddade områden) · Omfattande påverkan på nyckelbiotoper, ängs- och hagmarksobjekt, regionala objekt med höga värden · Omfattande påverkan på rödlistade arter · Stor risk för kumulativa konsekvenser · Stor risk för bestående allvarliga förändringar 	<ul style="list-style-type: none"> · Påverkan på objekt med lokala naturvärde · Begränsad påverkan på nationella eller regionala objekt med höga värden · Begränsad påverkan på rödlistade arter · Liten risk för kumulativa konsekvenser · Liten risk för bestående allvarliga förändringar 		<ul style="list-style-type: none"> · Nya biotoper har tillkommit (området som tidigare saknade förutsättningar för biologisk produktion) · Biotop har ändrats till en högre värdeklass · Förändrade biotoper bidrar till att stärka den biologiska mångfalden i ett landskapsperspektiv 	<ul style="list-style-type: none"> · Information saknas om naturvärden i landskapet · Information svårtillgänglig. Tid saknas för att utföra bedömningar.

Tabell 10 Konsekvensmatris

4 DISKUSSION

Det är rimligt att anta att en redovisning av ytor för de biotopkategorier som påverkats utgör en god redovisning av den påverkan på biologisk mångfald som det specifika projektet orsakat. Detta möjliggör meningsfulla jämförelser mellan olika påverkanstyper och arealutnyttjanden, jämförelser som kan användas vid kommunikation av miljöprestanda.

Det är förvisso så, att direkta mätningar in situ, exempelvis genom uppföljningar av övervaknings- (signal-) arter, ger mer exakta resultat på organismnivå (och även artsamhällsnivå). Dock kan denna typ av undersökningar dels vara dyra och tidskrävande, dels kan det uppstå tolkningsproblem om motsvarande information om situationen före exploatering saknas. Biotopmetoden syftar till att ge kostnadseffektiva analyser av påverkan på biologisk mångfald. Användande av förenklingar och genvägar bedöms därför vara nödvändigt och acceptabelt för metodens syfte; att med rimliga resurser få fram ett kommunicerbart resultat. Vi har ansträngt oss att definiera förenklingar och genvägar på ett sådant sätt att man undviker underskattning av den påverkan som studeras.

Indelningen sker med dagens kunskap och värderingar även på dåtidens handlingar. Tillkommande kunskap och förändrade värderingar kommer att ställa krav på regelbundna uppdateringar av tillämpningarna.

I Biotopmetoden antas att de miljöer, om än människoskapade, som hyser rödlistade eller andra värdefulla arter, har ett högre värde än andra. Det finns idag ett flertal miljöer, t. ex. vissa brukade

skogar, jordbruksmarker, vägkanter och grustag, som numera betraktas som värdefulla, och väl värda att sköta med omsorg. Tidsskalan är viktig i detta avseende. Hävden av gräsmarker genom t. ex. slåtter har efter århundraden skapat en miljö som är värd att bevara. Samma sak gäller för många igenväxande hagar som hyser hotade insektsarter. Det senare är ett exempel på ett tillfälligt, övergående stadium. Exempel från kraftindustrins miljöer är t. ex. fynd av rödlistade kärleväxter på kraftverksdammar (Bååth 1999) och i kraftledningsgator (Mårs 1999).

Denna ståndpunkt är dock ej okontroversiell, men värdet av nyskapade naturvärden förs också fram i andra sammanhang, t. ex. har tanken att kompensera förluster av naturvärden genom att skapa nya miljöer med liknande (eller andra) naturvärden väckts (Bengtsson 1997). Genom att införa ett kompensationskrav (i miljöbalken) anses skador på naturmiljön kunna förebyggas eller begränsas.

”Kompensationen bör i första hand ske genom att miljövärden nyskapas istället för de förlorade, men ofta är det omöjligt att på detta sätt gottgöra ett ingrepp; i så fall får exploatörens ansvar i stället gå ut på att bevara och vårda hotade områden av liknande typ som det exploaterade”. (Bengtsson 1997)

Detta citat stöder tanken om att nyskapade miljöer med intressanta naturvärden, såsom rödlistade arter, kan vara viktiga att beakta vid beskrivning av olika typer av exploatering.

5 ORDLISTA

Allmän biotop, AB	Övriga biotoper som inte kan hänföras till någon av de övriga kategorierna.
Biologisk mångfald	Variationsrikedomen bland alla levande organismer och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem.
Biotop	Ett område med enhetlig miljö och organismsammansättning. Området avgränsas naturligt genom lokalklimat, markbeskaffenhet, växt- och djurliv m.m.
”Efter”	Tidsmässigt begrepp, efter ianspråktagande.
Endemisk art	Art som endast förekommer i ett visst område och ingen annanstans.
EPD[®]	Environmental Product Declaration – Miljövarudeklaration. En metod för beskrivning av en produkts miljöpåverkan i enlighet med ISO 14025.
Funktionell enhet	Den enhet som en producerad nytta mäts i. I applikation av Biotopmetoden i samband med LCA eller EPD-arbete så relateras biotoppåverkan till denna, och medger på så sätt en jämförelse mellan olika metoder att producera samma nytta.
”Före”	Tidsmässigt begrepp, före ianspråktagande.
Indelning	Steg i Biotopmetoden vilket innebär att identifierade biotoper tilldelas en viss kvalitet (kategori).
Indelningsnyckel	Den ”kortaste och grövsta” genvägen i Biotopmetoden som innebär att de ytor som identifierats vid fastställandet av systemgränserna direkt delas in i kategorier utifrån vissa fastställda proportioner, utan föregående identifiering.

Identifiering	Steg i Biotopmetoden vilket innebär att de olika förekommande biotop typerna identifieras (se biotop).
Kategori	Kvalitetsgrad hos en biotop(typ); AB, SB, KB eller T.
Kritisk biotop, KB	En kritisk biotop är ett område som från en samlad bedömning av biotopens struktur, artinnehåll, historik och fysiska miljö idag har mycket stor betydelse för flora och fauna. Där finns eller kan förväntas finnas rödlistade arter.
LCA/LCI	Livscykelanalys/livscykelinventering. Ett sätt att beskriva resursutnyttjande och utsläpp från ”vaggan” till ”graven” av produktionen av en nyttighet.
Linjär struktur	Företeelser som har en lång och smal utsträckning, exempelvis vägar och kraftledningar.
Låga	Liggande trädstam av ett dött träd.
Nyckelbiotop	Ett kvalitetsbegrepp som avser mindre skogsområden där man finner eller kan förväntas finna rödlistade arter (undantaget är arter med utpräglade landskapsekologiska krav).
Nyckelelement	Enstaka strukturer som är speciellt viktiga för växt- och djurlivet, ex. boträd, rikkärr
Områdesanpassad standardlista	Förteckning på biotop typer vilka tilldelats en generell kvalitet (kategori) utifrån lokala och regionala förutsättningar.
Påverkansområde	Det område som påverkas signifikant av det studerade projektet/aktiviteten.
Rödlistad art	Organism vars fortlevnad i det redovisade området är oviss (listorna är oftast utformade på nationell nivå). Arter klassas som försvunna (RE), akut hotade (CR), starkt hotade (EN) sårbara (VU) missgynnade (NT) eller som behäftade med kunskapsbrist (DD).
Signalart	Art vars förekomst tydligt påvisar en speciell biotop typ.
Systemgräns	Begränsning av det studerade systemet. Begrepp från Livscykelanalysmetodiken. Mer ytmässigt begränsande än påverkansområde (se ovan).
Sällsynt biotop, SB	Biotop som avviker från omkringliggande miljöer genom hög artrikedom, förekomst av för regionen ovanliga arter (rar, sällsynt) eller genom rikedom på nyckelelement.
Teknotop, T	Ytor utan förutsättningar för biologisk produktion (t. ex. hårdgjorda ytor och byggnader).

6 BEGREPPSUTVECKLING

Det finns två tidigare versioner av metoden (Blümer&Kyläkorpi 1998 och Blümer&Kyläkorpi 2001). Vid genomförd revidering har vissa begrepp ändrats. För att kunna följa förändringarna har därför följande korsreferens ställts samman:

BIOTOPMETODEN (1998)	BIOTOPMETODEN (2001)	BIOTOPMETODEN (2005)
Baslinje	"Före"	Ingen ändring från 2001
Nuläge	"Efter"	Ingen ändring från 2001
Värdering	Karakterisering	Indelning
Värdeklass	Kategori	Ingen ändring från 2001
Biotopklass	Biotoptyp	Ingen ändring från 2001
Standardlista	Områdesanpassad standardlista	Ingen ändring från 2001
Värderingsnyckel	Karakteriseringsnyckel	Indelningsnyckel
Värderingsnyckel N	Karakteriseringsnyckel E	Indelningsnyckel E
Värderingsnyckel B	Karakteriseringsnyckel F	Indelningsnyckel F
	Klassificering	Identifiering
	Biotopförlust	Teknotop

Tabell 11 Begreppsutveckling

7 BIBLIOGRAFI

7.1 LITTERATUR OCH RAPPORTER

Ahlén, I. & Tjernberg, M. (red.) 1996. Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – Artfakta. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Aronsson, M. (red.) 1999: Rödlistade kärlväxter i Sverige – Artfakta. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Bengtsson, B. 1997. Kompensation för förlust av naturvärden. Regeringskansliet, Miljödepartementet. Ds 1997:52.

Bringman, I. 1995. Biotopskydd. Naturvårdsverket, allmänna råd 95:4.

Blümer, M. & Kyläkorpi, L. 1998. Biotopmetoden – Kvantifiering av effekter på Biologisk mångfald efter exploatering av mark och vatten (exempel vattenkraft). Rapport från Vattenfall AB / Malva.

Blümer, M. & Kyläkorpi, L. 2001. Biotopmetoden – System för kvantifiering av effekter på biologisk mångfald i syfte att kommunicera olika verksamheters miljöprestanda. Rapport från Vattenfall AB.

Bååth, T. 1999. Vegetation och diversitet på kraftverksdammar i Lule älv. Examensarbete, Aquatic and Environmental Engineering Programme, Uppsala University School of Engineering. Publicerad av Vattenfall Malva.

Cederberg, B., Ehnström, B., Gärdenfors, U., Hallingbäck, T., Ingelög, T. & Tjernberg, M. 1997. De trådbärande impedimentens betydelse för rödlistade arter. ArtDatabanken Rapporterar 1, SLU, Uppsala.

Cederberg, B. & Löfroth, M. (red.) 2000. Svenska djur och växter i det europeiska nätverket Natura 2000. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

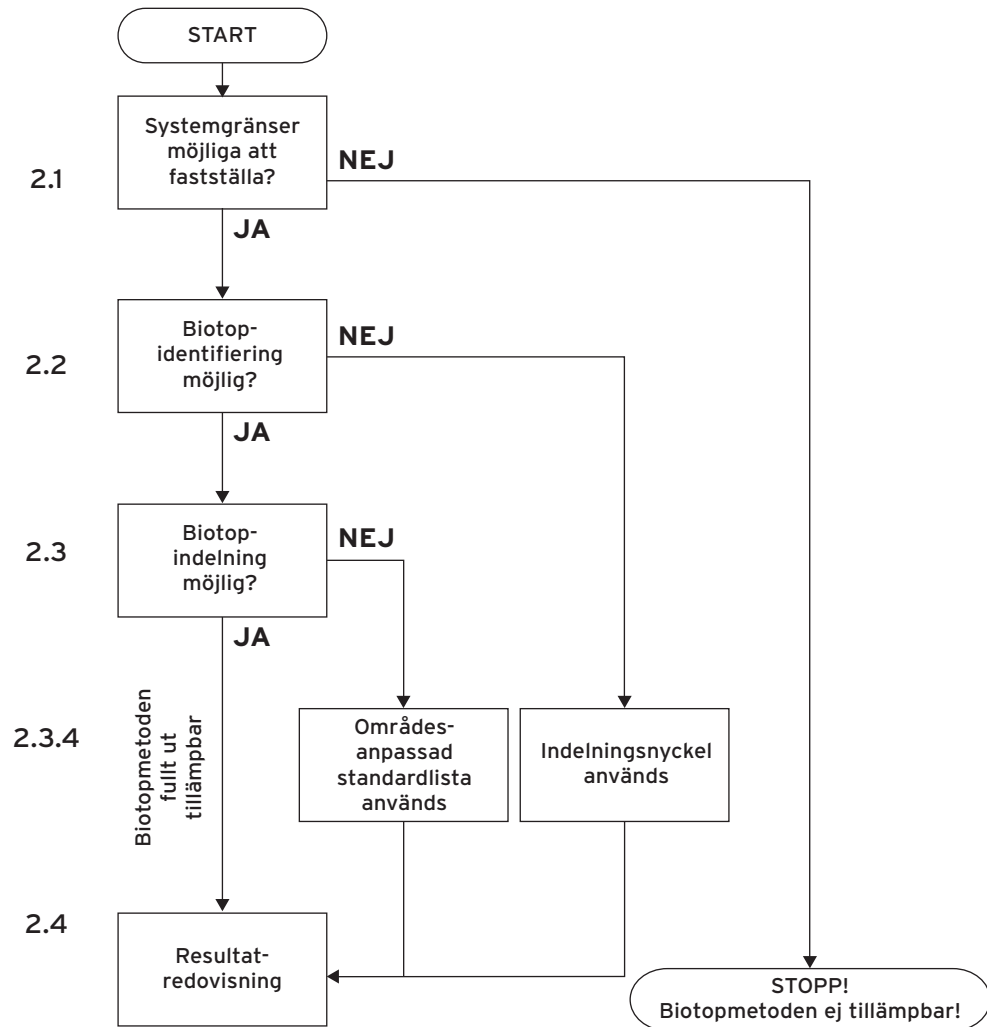
- Ehnström, B., Gärdenfors, U. & Lindelöw, Å.** 1993. Rödlistade evertebrater i Sverige 1993. Databanken för hotade arter, SLU, Uppsala.
- Enström, J.** 1996. Grundbok för skogsbrukare (skogsbrukarens handbok). Skogsstyrelsen, Jönköping.
- FSC, Forest Stewardship Council.** 1997. Swedish FSC standard for forest certification.
- Gärdenfors, U.** (red.) 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005 – The 2005 Red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Hallingbäck, T.** (red.) 1998. Rödlistade mossor i Sverige – Artfakta. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- IAIA, International Association for Impact Assessment.** 2005. Biodiversity-inclusive Impact Assessment – Principles and Practices. In press. Will be found at www.iaia.org under Guidelines and Principles Documents.
- Krok, Th. O. B. N, Almquist, S.** 1984. Svensk Flora – fanerogamer och ormbunkeväxter. Tjugosjätte upplagan, bearbetad av Lena Jonsell och Bengt Jonsell. Almquist & Wiksell Läromedel 1991.
- Larsson, K.H.** (red) 1997. Rödlistade svampar i Sverige – Artfakta. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Larsson, O.** 2000. Seitevare Tjaktjajaure - Kvantifiering av en vattenkraftexploaterings effekter på den biologiska mångfalden. Examensarbete på Biologisk-Geovetenskaplig linje, Stockholms universitet, institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi. Examensarbete B-3 2000.
- Löfroth, M.** (red.) 1997. SVENSKA NATURTYPER i det europeiska nätverket Natura 2000. Naturvårdsverkets förlag.
- Mårs, A.** 1999. Biodiversitetsförändringar orsakade av kraftledningsgators markutnyttjande. Examensarbete. Naturgeografiska institutionen, Stockholms universitet.
- Påhlsson, L.** (red.) 1994. Vegetationstyper i Norden. Tema Nord 1994:665.
- Renman, G., Svensson, B. & Sjöström, P.** 1998. Biotoper som naturvärdeskriterium vid omprövning av villkor för vattenkraftanläggningar. Rapport från Kungliga Tekniska Högskolan, Avd. för mark- och vattenresurser.
- Skogsstyrelsen.** 1994. Signalarter i projekt Nyckelbiotoper, 12 s.
- Swan, G.** (ed.) 1998. Evaluation of Land Use in Life Cycle Assessment. Chalmers University of Technology, Centre for Environmental Assessment of Product and Material Systems. Report 1998:2.
- Thor, G. & Arvidsson, L.** (red.) 1999. Rödlistade lavar i Sverige – Artfakta. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Townsend Peterson, A and Watson D.M.** 1998. Problems with areal definitions of endemism: The effects of spatial scaling. *Diversity and Distribution* 4:189-194
- Willén, E., Andersson, B. & Söderbäck, B.** 1996. System Aqua – underlag för karakterisering av sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, rapport 4553.

7.2 ÖVRIGA KÄLLOR

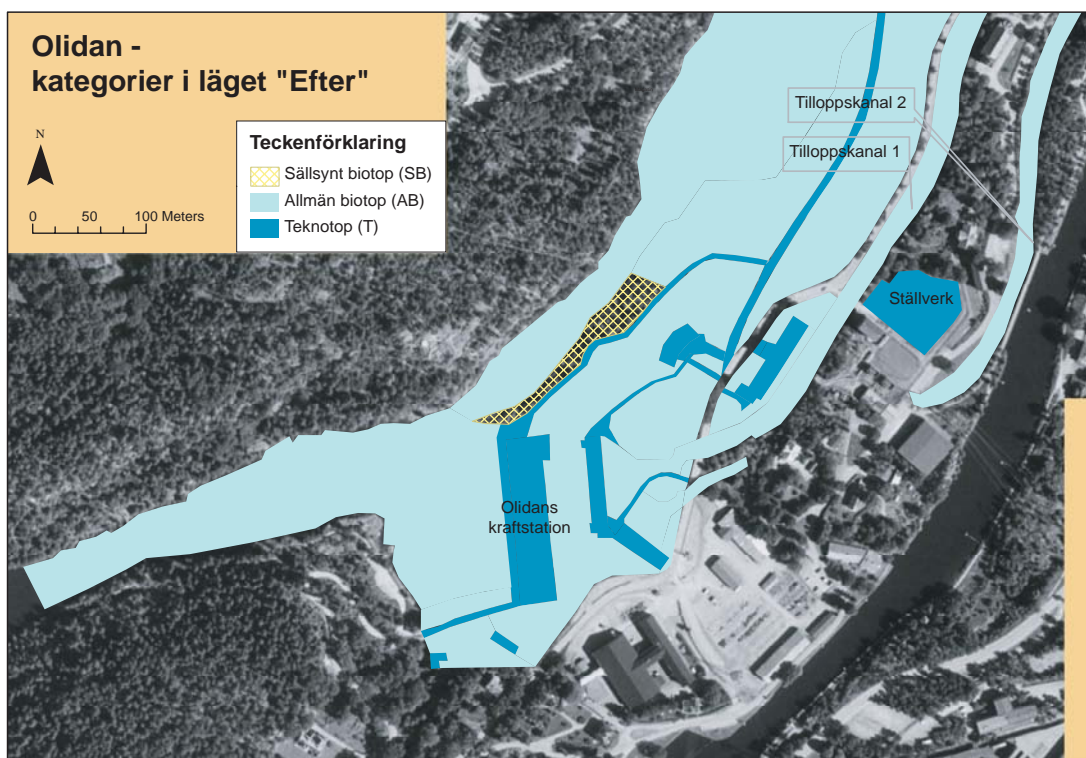
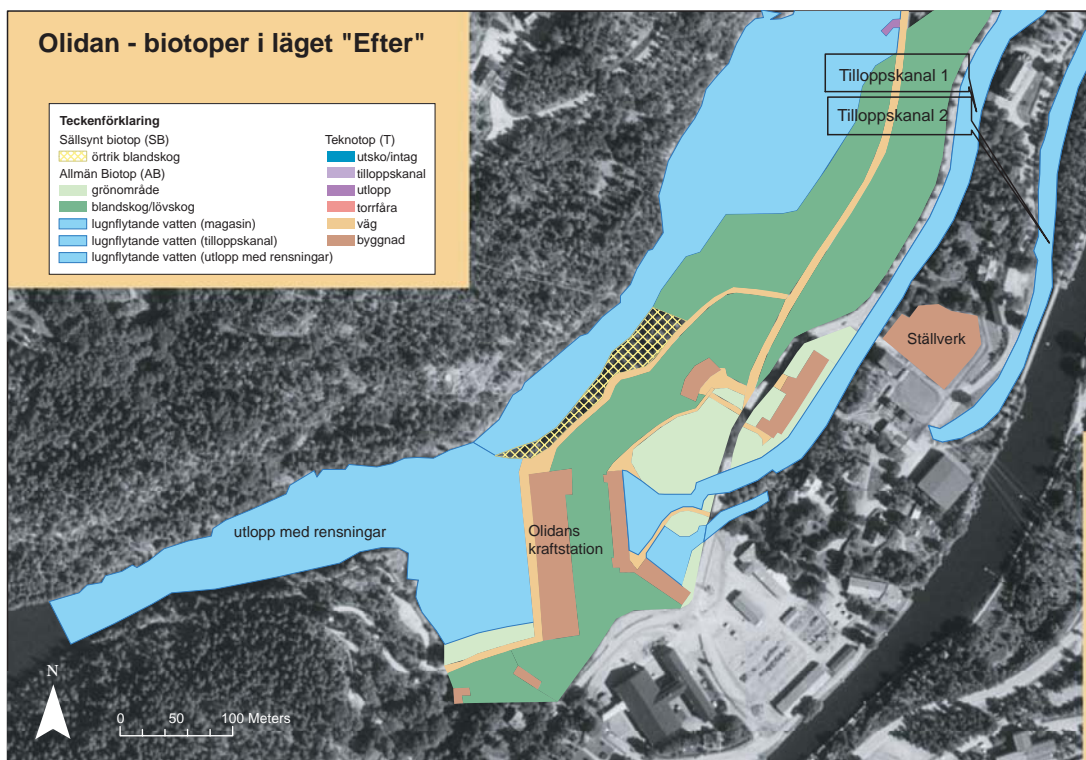
Som övriga källor anges här ett antal adresser på Internet som ger allmän information samt databaser. Denna typ av information kommer fortlöpande att förändras. Det kan därför inte nog betonas att det är ett urval av källor som kan anses vara värdefulla, och är aktuella, när denna rapport skrivs (april 2005).

ORGANISATION	LÄNK
ArtDatabanken	www.dha.slu.se
CORINE Land Cover	www.lantmateriet.se
Elfiskeregistret	www.fiskeriverket.se
Kungliga Vetenskapsakademien	www.kva.se
Lantmäteriverket	www.lantmateriet.com
Naturvårdsverket	www.naturvardsverket.se
Nyckelbiotopsinventeringar	www.svo.se/skogensparlor
Ramsar	www.iucn.org
SLU, Sveriges Lantbruksuniversitet (allmänt)	www.md.slu.se
	www.umea.slu.se
SLU bottenfauna	www.ma.slu.se
SLU Djurplankton	www.ma.slu.se
SLU Växtplankton	www.ma.slu.se
Sötvattenlaboratoriets provfischen i sjöar	www.fiskeriverket.se

BILAGA 1. Schema över tillämpning av Biotopmetodens huvuddelar



BILAGA 2. Exempel på utformning av karta med identifierade biotoper samt kategorier i läget "Efter".



BILAGA 3. Exempel på utformning av områdesanpassad standardlista för biotopindelning
Förslag till utformning av områdesanpassad standardlista för indelning av påverkade biotoper vid
Seitevare kraftsatation och årsmagasinet Tjaktjajaure. (Larsson, 2000)

HUVUDGRUPP	UNDERGRUPP	KATEGORI
Akvatiskt belägna biotoper	Lugnflytande vatten (0-0,2 m/s)	AB
	Strömmande vatten (0,2-0,7 m/s)	KB
	Stråkande/forsande vatten (>0,7 m/s)	KB
	"Korvsjö"	KB
Littoralt belägna biotoper	Strandäng	KB
	Strandskog	SB
	Strandkärr	AB
	Skraveläng	KB
	Strandhäll	-
	Revel	-
	Ravin (skogsbevuxen)	-
	Nipa	-
Terrestert belägna biotoper	Barrskog	KB
	Lövskog	AB
	Blandskog	SB
	Hygge (obs! ej röjning inför dämning)	-
	Hedmark/öppen mark	-
	Jordbruksmark	KB
	Myrmark	AB
	Berg i dagen/blockmark	AB
	Kalfjäll	-
	Bebyggelse/anlagda ytor	T
* Beskrivning av förkortningar: KB = Kritisk biotop, SB = Sällsynt biotop, AB = Allmän biotop och T = teknotop (se avsnitt 2.3.1 för definitioner)		

BILAGA 4. Exempel på utformning av tabeller, slutresultat.

Tabellen nedan redovisar resultaten från applikation av Biotopmetoden på Vattenfalls vindkraft. Tre anläggningar studerades, varav två med kvalitetsnivå A (tre siffrors noggrannhet i redovisningen) och en med kvalitetsnivå C3 (en siffrors noggrannhet).

Notera att pga. att man eftersträvar en lättläst tabell så har vi konsekvent använt tiopotensen -6 i kolumnerna för "förändring per nyttoenhet", längst till höger. En konsekvens av detta blir att man synbarligen har fler siffrors noggrannhet än vad kvalitetsnivån C3 i exemplet Sigvards egentligen tillåter. Resultaten anges verkligen med enbart en siffrors noggrannhet, men borde då ha skrivits som 5×10^{-5} , 2×10^{-5} , 2×10^{-5} och 1×10^{-5} . Detta leder dock till mycket svårtydda tabeller, med olika tiopotenser överallt. I enlighet med sektion 2.4 anges därför alla resultat med tiopotensen -6 . Förändring per nyttoenhet anges för två olika "livslängder", i enlighet med diskussionen i 2.4.3.

ANLÄGGNING	KATEGORI	"FÖRE"	"EFTER"	SKILLNAD	FÖRÄNDRING PER NYTTOENHET 25 ÅR	FÖRÄNDRING PER NYTTOENHET 50 ÅR
		m ²	m ²	m ²	m ² /kWh	m ² /kWh
Skärbo* 133 GWh el livscykelpro- duktion	Teknotoper	0	9 400	9 400	$70,7 \times 10^{-6}$	$35,3 \times 10^{-6}$
	Kritiska biotoper	0	0	0	0	0
	Sällsynta biotoper	360	0	-360	$-2,71 \times 10^{-6}$	$-1,40 \times 10^{-6}$
	Allmänna biotoper	9 040	0	-9 040	$-70,0 \times 10^{-6}$	$-34,0 \times 10^{-6}$
Biegg-å'l'mai* 42 GWh el livscykelpro- duktion	Teknotoper	300	1 260	960	$22,9 \times 10^{-6}$	$11,4 \times 10^{-6}$
	Kritiska biotoper	0	0	0	0	0
	Sällsynta biotoper	0	0	0	0	0
	Allmänna biotoper	1 000	40	-960	$-22,9 \times 10^{-6}$	$-11,4 \times 10^{-6}$
Sigvards** 98 GWh el livscykelpro- duktion	Teknotoper	0	4 500	4 500	50×10^{-6}	20×10^{-6}
	Kritiska biotoper	1 800	0	-1 800	-20×10^{-6}	-10×10^{-6}
	Sällsynta biotoper	1 800	0	-1 800	-20×10^{-6}	-10×10^{-6}
	Allmänna biotoper	900	0	-900	-10×10^{-6}	-5×10^{-6}

* Kvalitetsnivå A, 3 värdesiffror

** Kvalitetsnivå C3, 1 värdesiffra

BILAGA 5. Områden med naturskydd i Sverige

Nationalpark Enligt svensk lag ska nationalparkerna utgöras av representativa landskapstyper som bevaras i naturligt tillstånd men också av natursköna unika miljöer som kan ge starka naturupplevelser. En tanke är också att ge människan möjlighet att komma ut i skog och mark.

Naturreservat är den mest använda skyddsformen. Möjligheten att bilda naturreservat uppkom 1964 i samband med naturvårdslagens tillkomst. Naturreservat kan bildas i syfte att bevara biologisk mångfald, vårda, bevara, skydda, återställa eller nyskapa värdefulla naturmiljöer, tillgodose behov av områden för friluftslivet, skydda, återställa eller nyskapa livsmiljöer för skyddsvärda arter. Naturreservat kan omfatta såväl privat mark som mark i allmän ägo. De bildas efter förhandlingar med markägaren om inträngsersättning eller köp.

Skyddsbestämmelserna "skräddarsys" för varje reservat och skiftar starkt från fall till fall beroende på vilka motiv som ligger bakom reservatsbildningen. I vissa reservat är all ekonomisk markanvändning förbjuden, men i en del reservat som främst avsatts till förmån för friluftslivet kan exempelvis jord- och skogsbruk tillåtas fortgå i normal omfattning.

Beslut om reservatsbildning fattas av länsstyrelsen eller kommunen. Det är sedan miljöbalken började gälla som även kommuner har möjlighet att bilda naturreservat (utan föregående delegation från länsstyrelsen).

Kulturresevat är en närliggande skyddsform, införd i och med att miljöbalken trädde i kraft den 1 januari 1999. Sådana reservat kan man bilda för att bevara värdefulla kulturpräglade landskap.

Med stöd av naturvårdslagen kunde länsstyrelsen eller kommunen tidigare också avsätta **naturvårdsområden**. Skyddsformen var svagare än naturreservatet och fick inte hindra pågående markanvändning, som t. ex. skogsbruk. Flertalet naturvårdsområden inrättades för att värna om landskapsbilden, inte minst i kusttrakter, eller för att upprätthålla skötseln av slåtterängar och betesmarker. Några kommuner har använt skyddsformen för att slå vakt om populära friluftsmarker. Sedan miljöbalken trädde i kraft har möjligheten att skapa nya naturvårdsområden upphört. Redan bildade naturvårdsområden finns dock kvar och ska enligt miljöbalken numera betraktas som naturreservat.

Naturminnen kan utgöras dels av enskilda föremål såsom flyttblock, jättegrytor eller gamla och storgvuxna träd, dels av mycket små områden med intressanta naturföreteelser. De skyddas efter beslut av länsstyrelsen. Skyddsformen infördes 1909, och flertalet befintliga naturminnen skapades före naturvårdslagens tillkomst 1964. År 2000 fanns sammanlagt 1 436 naturminnen i Sverige.

Djur- och växtskyddsområden kan avsättas för att skydda sällsynta eller störningskänsliga djur- eller växtarter. Inom sådana områden kan rätten till jakt, fiske och tillträde begränsas, men i övrigt råder inga inskränkningar av rätten att bruka mark eller vatten. Merparten av de drygt 1 000 djurskyddsområden som finns i dag är belägna vid kuster eller insjöar och har tillkommit för att freda sjöfågel eller säl.

(Källa: Natur och naturvård www.naturvardsverket.se)

