

Miljöeffekter av turbinoljeläckage från vattenkraftverk till älvar

Environmental Effects of Turbine Oil Spills
from Hydro Power Plants to Rivers

Stina Åstrand

SAMMANFATTNING

Miljöeffekter av turbinolja läckage från vattenkraftverk till älvar

Stina Åstrand

I Vattenfallkoncernen finns det idag cirka 100 vattenkraftanläggningar. Flertalet är så kallade storskaliga vattenkraftverk, huvudsakligen belägna längs norrlandsälvarna. Oljebaserade system används i kraftverken bland annat för reglering av turbiner och lyftning av intags- och utskovsluckor. I en storskalig vattenkraftsanläggning finns det i genomsnitt 90 m³ olja. Utsläppen av turbinolja från vattenkraftverk är normalt små (< 100 liter per läckagetillfälle) men vid enstaka tillfällen läcker det större mängder i samband med haverier (500-1000 liter).

Oljeutsläpp kan ge miljöskador till följd av nedsmutsning eller toxiska effekter. Skadornas omfattning beror av oljetyp, utsläppets storlek och uppehållstid samt områdets känslighet, årstid och andra yttre faktorer. Syftet med arbetet var att få bättre kännedom om läckage av turbinolja från vattenkraftverk till älvar, dess spridningsvägar och fastläggning i naturen samt möjliga miljökonsekvenser.

En provtagning av bottensediment från Indalsälven utfördes i syfte att undersöka om det går att hitta spår av turbinolja i Indalsälvens bottensediment till följd av utbyggnaden av vattenkraft. Vidare studerades ett möjligt scenario för ett maximalt oljeutsläpp med hjälp av överslagsberäkningar för oljespridning, en genomgång av olika yttre förhållandens påverkan samt bedömning av miljöeffekter på ekologin i älven och verksamheter längs älven utgående från litteratur- och fallstudier.

Små utsläpp sprids snabbt ut på vattenytan och utspädningseffekten i en stor älv gör att deras effekter bedöms vara minimala. Sammanlagd inverkan av flera mindre utsläpp är svår att dokumentera. Mineralkolväten sprids i vattenmiljö främst genom bindning till partiklar vilket leder till ansamling i bottensediment, men resultatet av sedimentundersökningen i Indalsälven visade dock inte på några förhöjda halter.

Om navet i en stor kaplanturbin går sönder skulle dryga 10 m³ turbinolja kunna läcka ut till älven. Ett utsläpp av denna storlek bedöms kunna skada djur och växter på individnivå samt utgöra ett hot mot en eventuell dricksvattentäkt, men effekterna bedöms som övergående. Årstiden är en faktor som har stor inverkan på konsekvenserna. På vintern är den biologiska aktiviteten låg i älven men isbeläggning gör att ett utsläpp blir svårt att upptäcka och sanera. Våren, då fåglar häckar längs älven, fiskar och andra organismer reproducerar sig och det finns ägg och yngel i älven, bedöms som den känsligaste tiden för ett läckage. Strandängar och vassbälten är de känsligaste strandtyperna.

För det fortsatta arbetet med att minska miljöriskerna förknippade med olja i vattenkraftverk föreslås att gångtider för älvsträckorna nedströms kraftverken tas fram. Dessa kan användas för beräkningar av ett oljeutsläpps drift och avgöra var saneringsinsatser ska sättas in. Vidare föreslås att en inventering görs av strandtyper nedströms kraftverken. Känsliga stränder bör prioriteras vid saneringsinsatser.

Nyckelord: miljöeffekter, turbinolja, vattenkraft, oljeutsläpp, älv

ABSTRACT

Environmental Effects of Turbine Oil Spills from Hydro Power Plants to Rivers

Stina Åstrand

The Vattenfall Group has approximately 100 hydro power plants. Several are so called large scale hydro power plants where the majority is situated along the rivers in the northern part of Sweden. Oil based systems are used for regulation of turbines and lifting of intake- and spillway gates. Large scale hydro power plants contain 90 m³ oil in average. Turbine oil leaks are normally small (<100 litres per spill) but on a few occasions larger amounts are discharged (500-1000 litres).

Oil leaks may damage the environment through contamination or toxic effects. The magnitude of the damages depend on type of oil, the amount and retention time of the discharge as well as the sensitivity of the area, the time of year and other external factors. The aim of the thesis was to investigate the paths of spreading, the fate and possible effects on the environment of turbine oil leakage from hydro power plants to rivers.

River bed sampling was conducted in the Indalsälven River in order to investigate if traces of turbine oil could be found in the sediments as a consequence of the expansion of hydro power in the river. A possible scenario for a maximal oil spill was studied using estimation calculations for oil spreading, a review of the influence of different external factors and an assessment of environmental effects on the ecology in the river and activities alongside the river.

Small oil spills spread out quickly on the surface of the water and their consequences in a large river are considered to be minimal due to the dilution effect. The overall effect of several smaller spills is difficult to document. Hydrocarbons spread in the aquatic environment mainly through particle binding which leads to accumulation in the river bed sediment. The results from the river bed sampling did however not show any heightened levels of pollution.

If the hub in a large Kaplan turbine breaks down more than 10 m³ of turbine oil could spill to the river. An oil spill of this magnitude may injure animals and plants on the individual level and pose a threat to drinking water sources but the effects are assessed to be passing. The time of year has large impact on the consequences; during winter the biological activity in the river is sparse but ice cover makes spills hard to detect and decontaminate. Spring time, when birds nest alongside the river, fishes and other organisms reproduce, and there are eggs and fry in the river, is the most sensitive season for an oil spill. Waterside meadows and reed zones are the most sensitive beach types.

For continued work with reducing the environmental risks related to turbine oil in hydro power plants it is suggested that water velocities for the river reach downstream of the plants should be calculated. These can be used for estimating the drift of an oil spill and determine where to put in decontamination efforts if a leakage occurs. It is also recommended that inventories of beach types downstream of the hydro power plants are made. Sensitive beaches should be prioritised for decontamination.

Key words: environmental effects, turbine oil, hydro power, oil spill, river

*Department of Land and Water Resources Engineering
Division of Hydraulic Engineering
The Royal Institute of Technology
Teknikringen 76
SE 100 44 Stockholm
SWEDEN
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete på 30 högskolepoäng (ECTS poäng) har utförts inom ramen för civilingenjörsprogrammet Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Arbetet har utförts på uppdrag av Eva Sundin på Vattenfall Power Consultant AB och med Sofia Miliander som handledare. Ämnesgranskare är Anders Wörman på Avdelningen för vattendragsteknik vid Kungliga Tekniska Högskolan. Examinator är Allan Rodhe på Institutionen för Geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet.

Jag vill tacka samtliga som medverkat till genomförandet av detta examensarbete, alla kontakter hos Vattenfall AB Vattenkraft, Vattenfall Power Consultant, Statoil Lubricants, Länsstyrelserna i Norrbottens, Jämtlands och Göteborgs och Bohus län, KTH, IVL, Analytica och Vattenfall Service Nord.

Speciellt stort tack till min handledare Sofia Miliander som tålmodigt har funnits till hands för råd och intressanta samtal, Anders Wörman och Allan Rodhe för hjälp med rapporten och mina korridorare på våning nio i Råcksta för trevligt lunch- och fikasällskap.

Slutligen vill jag tacka mina vänner för uppmuntran och råd under examensarbetets gång och hjälp att ta mina tankar från det då och då.

Copyright © Stina Åstrand och Institutionen för Mark- och vattenteknik, Avdelningen för vattendragsteknik, KTH (Kgl. tekniska högskolan)

UPTEC W 08 031, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2008.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE.....	2
1.2	AVGRÄNSNINGAR OCH UTFÖRANDE	2
2	METOD	3
2.1	LITTERATURSTUDIE.....	3
2.1.1	<i>Oljors egenskaper</i>	3
2.1.2	<i>Oljeanvändning i vattenkraftverk</i>	3
2.1.3	<i>Turbinolja</i>	3
2.1.4	<i>Oljeutsläpp</i>	3
2.1.5	<i>Undersökningsmetodik</i>	4
2.2	SEDIMENTUNDERSÖKNING VID KRAFTVERK	4
2.2.1	<i>Teori</i>	4
2.2.2	<i>Områdesbeskrivning</i>	4
2.2.3	<i>Provtagning och analys</i>	5
2.3	EFFEKTER AV MAXIMALT UTSLÄPP.....	5
2.3.1	<i>Utsläpp</i>	6
2.3.2	<i>Beräkning av spridning</i>	6
2.3.3	<i>Ekologisk känslighet och socioekonomiska intressen</i>	8
3	OLJA	9
3.1	KEMISKA OCH FYSIKALISKA EGENSKAPER	9
3.1.1	<i>Smörjoljor</i>	10
3.2	VATTENKRAFTENS OLJESYSTEM.....	10
3.2.1	<i>Bär- och styrlager</i>	11
3.2.2	<i>Utskov och intag</i>	11
3.2.3	<i>Ledskovlar</i>	11
3.2.4	<i>Kaplanlöphjul</i>	11
3.2.5	<i>Sugrörslucka</i>	12
3.2.6	<i>Oljeavskiljare, pumpgrop</i>	12
3.3	TURBINOLJA	12
3.3.1	<i>Basolja</i>	12
3.3.2	<i>Additiv</i>	13
3.4	FÖRÄNDRINGS OCH SPRIDNINGSPROCESSER	14
3.4.1	<i>Utbredning</i>	14
3.4.2	<i>Advektion</i>	14
3.4.3	<i>Avdunstning</i>	15
3.4.4	<i>Lösning</i>	15
3.4.5	<i>Dispergering</i>	15
3.4.6	<i>Emulgering</i>	15
3.4.7	<i>Fotooxidation</i>	16
3.4.8	<i>Sorption och sedimentering</i>	16
3.5	BIOLOGISKA EFFEKTER.....	16
3.5.1	<i>Biotillgänglighet</i>	16
3.5.2	<i>Ekotoxicitet</i>	17
3.5.3	<i>Mikroorganismer</i>	18
3.5.4	<i>Alger</i>	19
3.5.5	<i>Växter</i>	19

3.5.6	<i>Evertebrater</i>	20
3.5.7	<i>Fiskar</i>	20
3.5.8	<i>Fåglar</i>	21
3.5.9	<i>Däggdjur</i>	21
3.6	BIOLOGISK NEDBRYTNING.....	21
3.6.1	<i>Miljöfaktors inverkan</i>	21
3.6.2	<i>Samband med kemiska och fysikaliska egenskaper</i>	22
3.6.3	<i>Studier på smörjoljor</i>	22
3.7	Is.....	23
3.7.1	<i>Oljans beteende under is</i>	23
3.7.2	<i>Påverkan på biologiska effekter</i>	23
3.8	UNDERSÖKNING AV SPRIDNING OCH FASTLÄGGNING AV OLJEUTSLÄPP	24
3.8.1	<i>Matematisk modellering av oljeutsläpp</i>	24
3.8.2	<i>Bottenfaunaprovtagning</i>	24
3.9	MILJÖKLASSIFICERING OCH TESTER	25
3.9.1	<i>Test av ekotoxicitet</i>	25
3.9.2	<i>Nedbrytbarhetstester</i>	26
3.9.3	<i>Kriterier</i>	26
3.9.4	<i>Resultat för turbinoljor</i>	27
4	OLJEUTSLÄPP	28
4.1	KÄLLOR I SVERIGE	28
4.1.1	<i>Utsläpp</i>	28
4.1.2	<i>Diffusa källor</i>	29
4.2	OLJELÄCKAGE FRÅN VATTENKRAFTVERK	29
4.2.1	<i>Oljebalans</i>	29
4.2.2	<i>Haveriet i Laxede</i>	30
4.3	JÄMFÖRELSE MELLAN VATTENKRAFT OCH ÖVRIGA KÄLLOR	32
4.4	FALLSTUDIER AV OLJEUTSLÄPP I VATTENDRAG.....	33
5	VATTENFALLS ARBETE INOM OLJEFRÅGAN	34
5.1	LAGAR OCH ANDRA KRAV	34
5.1.1	<i>Vattenverksamhet</i>	34
5.1.2	<i>Hänsynsregler</i>	34
5.1.3	<i>Egenkontroll</i>	35
5.1.4	<i>Spillolja</i>	35
5.1.5	<i>Olyckor</i>	35
5.1.6	<i>Gränsvärden</i>	35
5.2	MILJÖ- OCH RISKANALYS	36
5.3	BEREDSKAPSÅTGÄRDER	36
5.4	OLJESTRATEGI.....	37
6	RESULTAT AV SEDIMENTUNDERSÖKNING	38
6.1	PROVTAGNING.....	38
6.2	KOLVÄTEHALTER OCH TORRSUBSTANS	40
6.3	BEDÖMNINGSGRUNDER	40
7	EFFEKTER AV MAXIMALT UTSLÄPP	42
7.1	UTSLÄPP.....	42
7.2	FÖRÄNDRING OCH SPRIDNING AV TURBINOLJA I ÄLV.....	42
7.2.1	<i>Advektion</i>	42

7.2.2	<i>Mekanisk spridning</i>	43
7.2.3	<i>Avdunstning, lösning, dispersion</i>	44
7.3	EKOLOGISK & BIOLOGISK KÄNSLIGHET	44
7.3.1	<i>Årstid</i>	44
7.3.2	<i>Organismer och växter</i>	45
7.3.3	<i>Strandtyp</i>	46
7.4	FRILUFTS- & SOCIOEKONOMISKA INTRESSEN	47
7.5	SANERINGSMÖJLIGHETER	47
7.6	SAMMANFATTNING AV PÅVERKAN PÅ EFFEKTER AV OLJEUTSLÄPP	48
8	DISKUSSION	49
8.1	TURBINOLJANS EGENSKAPER	49
8.2	UTSLÄPP FRÅN VATTENKRAFTVERK OCH VATTENFALLS OLJESKYDDARBETE	50
8.3	SEDIMENTPROVTAGNING	50
8.4	EFFEKTER AV MAXIMALT UTSLÄPP	51
8.5	ALLMÄNT	52
9	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER TILL FORTSATT ARBETE....	53
10	REFERENSER	55

BILAGOR

- A. ORDLISTA**
- B. OLJEDATA**
- C. KROMATOGRAM**

1 INLEDNING

Vattenfall har sammanlagt 92 vattenkraftanläggningar i Sverige. Ett flertal, 53 stycken, är så kallade storskaliga vattenkraftverk och merparten av dessa är belägna längs norrlandsälvarna. I kraftverken används oljebaserade system för reglering av turbiner, lyftning av intags och utskovsluckor och som smörjmedel i bär- och styrlagersystem. I en storskalig vattenkraftsanläggning finns det i genomsnitt 90 m³ olja. Många hydraulsystem, där rörliga delar smörjs av olja, har ett litet kontinuerligt läckage vid normal drift vilket gör att stora mängder smörjoljor försvinner. Vattenturbiner av typen kaplan, som har ledbara skovelblad, är exempel på en del i vattenkraftens maskinsystem där denna typ av läckage förekommer.

Utsläppen av turbinolja från vattenkraftverk är normalt små (< 100 liter per läckagetillfälle) men vid enstaka tillfällen läcker det större mängder i samband med haverier (500-1000 liter). Under de senaste åren har ett par olyckor uppmärksammats, då olja läckt ut från vattenkraftverk till älv.

Oljeutsläpp kan ge miljöskador till följd av nedsmutsning eller toxiska effekter. Skadornas omfattning beror av oljetyp, utsläppets storlek och uppehållstid samt områdets känslighet, årstid och andra yttre faktorer. Oljeutsläpp får ofta stor medial uppmärksamhet och till huvudsak handlar det då om oljefartyg som går på grund eller förliser och släpper ut tusentals ton råolja som förorenar hav och kustområden i marin miljö. Det största oljeutsläppet som förekommit i svenska vatten är då fartyget Tsesis grundstötte i Stockholms skärgård 1977 och cirka 1000 ton olja släpptes ut. Kring denna typ av olyckor finns många studier och erfarenheter men mycket få undersökningar har gjorts för att försöka följa och mäta miljöeffekterna av mindre utsläpp i vattendrag.

Enligt erfarenhet är de långsiktiga skadeeffekterna av enstaka oljeutsläpp små men de komplexa oljeprodukterna kan finnas kvar länge i strandzoner och bottensediment, särskilt i kalla miljöer, innan de slutligen bryts ned av mikroorganismer. Vattenkraften började byggas ut i Sverige under slutet av 1800-talet men det är först på senare år har man börjat dokumentera oljeförbrukningen i kraftverken och inga studier beträffande oljeförorening av älvsediment kopplat till vattenkraft har tidigare genomförts i Sverige.

1.1 Syfte

Syftet med arbetet är att få bättre kännedom om miljöeffekterna av läckage av turbinolja från vattenkraftverk till älv, speciellt dess spridningsvägar och omvandling i kallt klimat, samt möjliga miljökonsekvenser.

Delmål i arbetet är att sammanställa erfarenheter och lagstiftning inom området, att ta reda på vilka metoder som finns tillgängliga för att undersöka miljöeffekter av oljeläckage och bedöma vad som var tillämpligt i detta specifika fall. Det är även av intresse att undersöka hur ett byte till miljöanpassad turbinolja påverkar miljöriskerna vid ett utsläpp samt att jämföra oljebelastningen från vattenkraft med andra föroreningskällor.

En provtagning av bottensediment från Indalsälven utförs i syfte att undersöka om det går att hitta spår av turbinolja i Indalsälvens bottensediment till följd av utbyggnaden av vattenkraft samt om det finns någon skillnad i halt uppströms/nedströms Järkvissles kraftstation där man haft problem med oljeläckage. Vidare studerades ett möjligt scenario för ett maximalt oljeutsläpp. Detta gjordes med hjälp av överslagsberäkningar för oljespridning och en genomgång av olika yttre förhållandens, såsom klimatets, påverkan. Slutligen gjordes en bedömning av miljöeffekter på älvens ekosystem och verksamheter längs älven.

1.2 Avgränsningar och utförande

I vattenkraftverk finns förutom turbinolja även transformatorolja som används som isolervätska i elkraftsystem. Dessutom kan det förekomma eldningsolja och fett. Dessa produkter har ej tagits upp i detta arbete utan fokus har, enligt uppdragsgivarens önskemål, legat på turbinolja. Turbinoljor som används i Vattenfalls kraftstationer är produkterna TU68, Reglen, Turbway 68 och Turbo Oil T. Som exempel på traditionella mineraloljebaserade turbinoljor redovisas i detta arbete egenskaper för två produkter från Statoil, TU 68 och TurbWay 68. Dessutom diskuteras en syntetisk ester som framtagits av Statoil speciellt för användande i vattenkraftverk.

Arbetet har koncentrerat sig på att undersöka de effekter ett utsläpp av turbinolja kan ge på den yttre miljön i händelse av ett utsläpp till vatten och tar inte upp hälsoeffekter som har med arbetsmiljö och hantering av oljan att göra. I analysen av effekter av ett maximalt utsläpp har Luleälven fått representera Norrlandsälvarna och kraftverket Laxede har tagits som exempel.

Rapporten är upplagd så att metoderna som använts för litteraturstudien, fältstudien och bedömningen av effekter av ett maximalt utsläpp beskrivs i kapitel 2. Därefter presenteras resultatet av litteraturstudien och en erfarenhetssammanställning i kapitel 3-5, resultatet av bottensedimentprovtagningen i Indalsälven i kapitel 6 och förmodade konsekvenser av större oljeläckage i kapitel 7. I kapitel 8 diskuteras resultaten av de enskilda delarna och arbetet generellt och i kapitel 9 kommer slutsatser och rekommendationer till fortsatt arbete. Slutligen redovisas referenser och en ordlista med förklaringar av viktiga begrepp (Bilaga A).

2 METOD

I detta kapitel beskrivs de metoder som använts för att nå de olika delmålen i arbetet.

2.1 Litteraturstudie

Detta arbete baseras till stor del på litteraturstudien och de uppgifter som samlats in från Vattenfall, Statoil och olika myndigheter. Tillvägagångssätt och de huvudsakliga källorna beskrivs i detta avsnitt.

2.1.1 Oljors egenskaper

En litteraturstudie genomfördes för att hitta information om oljor och deras kemiska och fysikaliska egenskaper, oljespridning och förändringsprocesser vid utsläpp samt miljöeffekter. Den grundläggande informationen hämtades främst från Räddningsverkets *Oljan är lös* (Forsman, 1997), Naturvårdsverkets *Effekter av kontinuerliga utsläpp av olja till den akvatiska miljön* (Pettersson & Broman, 1990) samt *The Fate and Effects of Oil in Freshwater* (Green & Trett, 1989). Detta kompletterades med vetenskapliga artiklar där sökandet inriktades främst på studier av oljeutsläpp i vattendrag och kallt klimat för att få underlag till att bedöma hur dessa faktorer påverkar miljöeffekter.

2.1.2 Oljeanvändning i vattenkraftverk

För att förstå hur oljesystemet i vattenkraftverk fungerar samlades uppgifter från Vattenfallkoncernen i form av rapporter och skriftliga uppgifter. Studiebesök gjordes på ett par kraftstationer vilket kombinerades med kortare intervjuer med Vattenfallpersonal inom allt från drift till ledningspositioner. Erfarenheter och strategier för Vattenfall Vattenkrafts oljeskyddsarbete erhöles via årliga miljöredovisningar, beredskapsinstruktioner och personliga kommentarer från ansvarig personal. En genomgång gjordes också av de lagar och förordningar som vattenkraften har att förhålla sig till i oljefrågan.

2.1.3 Turbinolja

Data för turbinoljorna erhöles i form av produkt- och säkerhetsdatablad för produkterna, samt kompletterande skriftliga uppgifter från Statoil Lubricants i Nynäshamn, där även ett studiebesök gjordes. Utöver detta gjordes artikelsök med fokus på studier av smörjoljors miljöeffekter; bionedbrytning och toxicitet. Många uppgifter om smörjmedel hämtades också från *Rena smörjan?* (Ahlbom & Duus, 1992).

2.1.4 Oljeutsläpp

Erfarenheter hos och material och undersökningar publicerade av länsstyrelser, Svenska Naturvårdsverket, IVL Svenska Miljöinstitutet och andra aktörer inom miljöövervakning insamlades med avseende på fallstudier av oljeutsläpp och fältstudiemetodik. Från länsstyrelser hämtades områdesbeskrivningar för de älvar som togs upp i arbetet. De nystartade Vattenmyndigheterna som drivs av länsstyrelserna har som mål att samla rapporter för specifika vattendrag. IVL driver på uppdrag av Naturvårdsverket en oljejour dit man kan vända sig med frågor rörande det mesta inom oljeområdet.

Förutom *Oljan är lös* användes flera källor från Räddningsverket för metoder för miljö- och riskanalys och uppgifter om inträffade oljeläckage.

2.1.5 Undersökningsmetodik

En viktig inledande del i arbetet var att ta reda på vilka metoder som fanns tillgängliga för att undersöka miljöeffekter av oljeläckage till vattendrag samt bedöma vad som var tillämpligt i detta fall. Detta gjordes genom en rundfrågning bland experter inom området, verksamma på länsstyrelser, universitet, Svenska Naturvårdsverket och IVL Svenska Miljöinstitutet. De alternativa undersökningsmetoderna beskrivs kortfattat i avsnitt 3.8.

2.2 Sedimentundersökning vid kraftverk

En provtagning av bottensediment utfördes för att undersöka eventuell turbinolja-förorening i Indalsälven till följd av den mångåriga vattenkraftsdriften, där Järkvissle kraftstation (figur 2.1) är en misstänkt föroreningskälla. Det var även av intresse att undersöka bottenförhållandena i älven.

2.2.1 Teori

Olja har generellt sett lägre densitet än vatten och flyter därför ovanpå vattenytan. När oljan släpps ut i vatten startar dock en rad processer som förändrar dess sammansättning och om den inte samlas upp kommer den att öka sin densitet, bland annat genom adsorption till diverse partiklar, och slutligen sedimentera till botten.

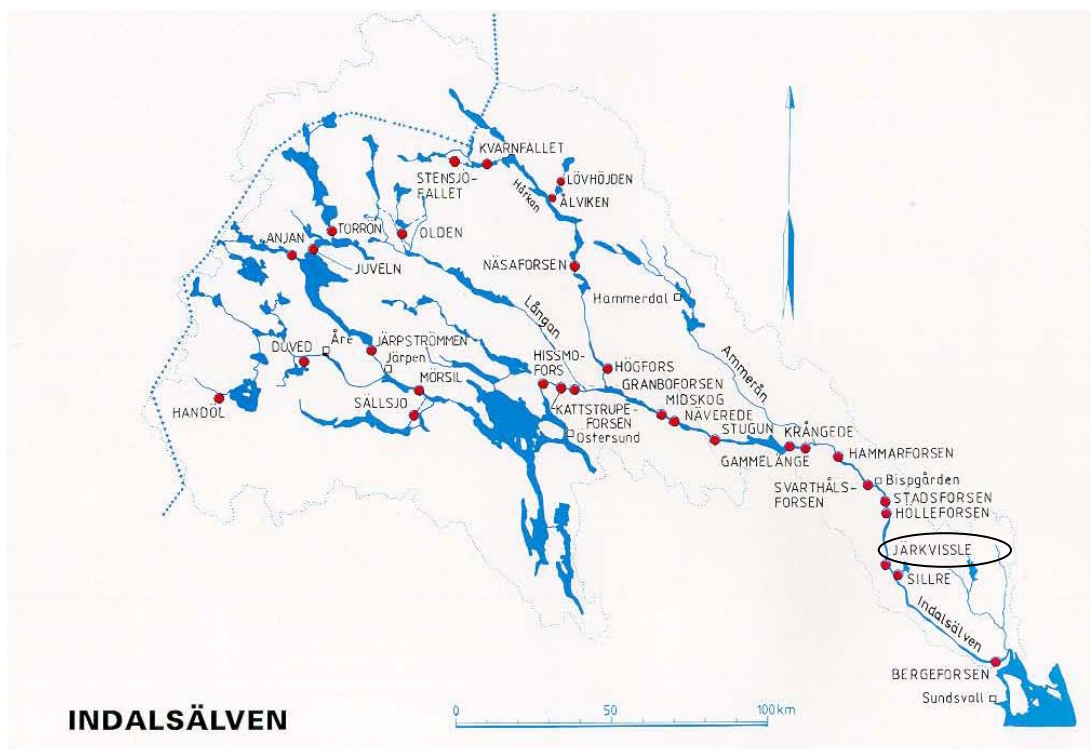
Normalt finns ackumulationsbottnar där djupet är störst. Det gäller också reservoarer, men inte reglerade älvar. Istället har man där ansamling av sediment vid sidan av djupfåran på ett par till några meters djup (Svensson, pers. komm.).

2.2.2 Områdesbeskrivning

Indalsälven rinner från svensk-norska fjällkedjan genom Jämtland och Medelpad till mynningen i Bottenhavet vid Timrå. Den är 400 km lång och dess avrinningsområde är ca 27 000 km². Inom området bor ca 110 000 människor, främst i Storsjöbygden. Nederbörden är i medeltal 750 mm/år och medelavdunstningen 220 mm/år. Medelvattenföringen ligger på 422 m³/s (EM-lab, 2006).

Enligt undersökningar genomförda 1993-2005 (EM-lab, 2006) bedöms Indalsälvens vattenkvalitet som mycket god, med enstaka problem med bakterier och syreförbrukande ämnen. Det är ett klart, syrerikt och mycket näringsfattigt vattendrag med liten industriell föroreningsbelastning. De största föroreningskällorna är avlopp och dagvatten samt påverkan från jord- och skogsbruk. Fysikaliskt/kemiskt håller älven dricksvattenkvalitet. I en älv är sedimentationshastigheten uppskattningsvis max 2 mm/år. Med ledning av att Indalsälven klassas som näringsfattig (EM-lab, 2006) är detta förmodligen ett högt värde. Enligt EM-lab (2006) utgör dessutom Storsjön, uppströms Järkvissle, med sin jämförelsevis långa uppehållstid, en sedimentationsfälla för organiskt material som transporteras med älven.

Indalsälven är utbyggd för vattenkraft sedan 1930-talet och elenergin från de sammanlagt 20 kraftstationerna utgör cirka 15 % av Sveriges vattenkraft. Vattenfall är ägare till sju kraftverk varav Järkvissle är ett. Den har två kaplanturbiner och man har haft problem med mindre läckage från intagsluckornas hydraulsystem vid driftstopp. Det är turbinolja av typen TU68 och en vitolja av typen TurbWay White som läckt ut.



Figur 2.1 Järkvissle kraftstation i Indalsälven.

2.2.3 Provtagning och analys

Sedimentprover samlades in med hjälp av rörprovtagare av plexiglas från båt. Rörprovtagaren var av typen HTH-provtagare med en diameter på 9 cm. Sedimentprover togs uppströms och nedströms Järkvissle kraftstation på lugnflytande partier där sedimentering ansågs möjlig enligt kartstudier och en okulär besiktning av strömningsförhållanden. För varje provplats gjordes samlingsprover, det vill säga, sediment från ytskiktet (0-20 mm) i flera proppar samlades till ett prov. Prover på olja togs även inne i kraftstationen för att kunna användas som referens för oljeidentifiering. Proverna förvarades i glasburkar med skruvlock med teflontätning, vid 4°C, innan de inlämnades för analys.

Samplingsproverna analyserades med avseende på olja. Först bestämdes torrsubstansen, TS, genom att torka provet i 105°C, sedan extraherades det med pentan och analyserades med GC-FID (gaskromatografi med flamjonisationsdetektor). Resultaten av oljeanalyserna redovisas som halter för fraktionerna C₆-C₁₆ och C₁₆-C₃₅ av pentanextraherbara alifater och aromater (opolära och polära), det vill säga en totalcolvätehalt för respektive fraktioner. Detektionsgränsen för metoden var 50 mg/kg.

2.3 Effekter av maximalt utsläpp

För att bedöma miljökonsekvenserna av en olycka gjordes en genomgång av olika faktorer som påverkar utsläppets effekt. Därtill hör: mängden olja, ämnets farlighet, spridningsförutsättningarna på platsen för olyckan och känsligheten hos recipienten som drabbas av utsläppet. Dessa påverkas i sin tur av de yttre förhållanden som råder vid olyckstillfället, vindstyrka, turbulens, temperatur och isförhållanden. Ekologisk känslighet karakteriseras av strandtypen, dess läge och strandmaterialets beskaffenhet, exponeringens varaktighet, is- och vågexponering och självrensande förmåga. Biologisk känslighet beror av den biologiska mångfalden, biologisk produktion samt förekomst av sällsynta arter, fågellokaler eller lekplatser för fiskar. Socioekonomiska intressen såsom vattenintag till

dricksvattenverk eller kylvatten, fiskodlingar och områden med betydelse för det rörliga friluftslivet, till exempel badplatser, måste också värderas.

2.3.1 Utsläpp

Ett vanligt tillvägagångssätt är att det vid uppskattning av konsekvens särskiljs ett worst case scenario (Räddningsverket, 2005). Med worst case scenario avses den värsta händelsen som kan inträffa inom verksamheten och här tas ej hänsyn till sannolikheten för att händelsen ska inträffa. Ett worst case scenario i fallet oljeutsläpp från vattenkraftverk ges av den maximala mängden som kan tänkas läcka ut direkt till älven.

I dialog med Vattenfallspersonal identifierades den del i vattenkraftverkets oljesystem där störst mängd olja riskerade läcka ut till vatten samt vilken oljemängd det rörde sig om i Laxede vattenkraftstation i Luleälven.

2.3.2 Beräkning av spridning

Överslagsberäkningar för spridning och ytdrift av oljefläcken gjordes med hjälp av de ekvationer för mekanisk spridning och advektion som användes av Shen m.fl. (1988) för modellering av transport av en oljefläck i vattendrag. Processerna beskrivs i avsnitt 3.4.1 respektive 3.4.2 medan ekvationerna som användes för beräkningarna beskrivs i detta stycke.

Utbredningen av olja som kommer ut på en vattenyta anses enligt Fay's teori (Shen m. fl., 1988) genomgå tre faser som styrs av densitet, viskositet och ytspänning. Utbredningen antas ske antingen endimensionellt eller radiellt (figur 2.2). Ekvationerna för de olika fallen av spridning visas i tabell 2.1.

Tabell 2.1 Matematisk beskrivning de tre faserna av mekanisk spridning av en oljefläck enligt Fay.

Spridningsfas	Längd, L_e	Radie, R_e
1. Densitet	$1,39(\Delta g A t^2)^{1/3}$	$1,14(\Delta g \nabla t^2)^{1/4}$
2. Viskositet	$1,39(\Delta g A t^{3/2} \nu^{-1/2})^{1/4}$	$0,98(\Delta g \nabla t^{3/2} \nu^{-1/2})^{1/6}$
3. Ytspänning	$1,43(\sigma t^3 \rho_w^{-2} \nu^{-1})^{1/4}$	$1,60(\sigma t^3 \rho_w^{-2} \nu^{-1})^{1/4}$

$A = 0,5$ volymen av olja per längdenhet av oljefläcken

$\nabla =$ oljefläckens volym

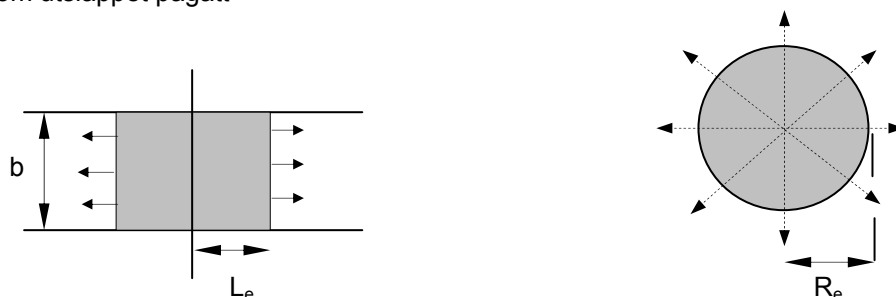
$\Delta = 1 - \rho_o / \rho_w$, $\rho_o =$ oljans densitet, $\rho_w =$ vattens densitet

$\nu =$ kinematisk viskositet för vatten

$\sigma =$ ytspänning

$g =$ gravitationskonstanten

$t =$ tiden som utsläppet pågått



Figur 2.2 a) endimensionell spridning b) radiell spridning

Den mekaniska spridningen avstannar när oljefläckens skiktjocklek, h_f , minskat till

$$h_f = 10^{-5} \nabla^{1/4} \quad (2.1)$$

Oljefläckens slutliga area, A_f , ges av

$$A_f = 10^5 \nabla^{3/4} \quad (2.2)$$

Med hjälp av ekvationerna 2.1 och 2.2 beräknades den slutgiltiga arean ett tänkt oljeutsläpp av en viss volym kommer breda ut sig till, samt vilken skiktjocklek oljefläcken har då. Samtidigt beräknades den radie den slutgiltiga arean skulle motsvara. Om denna motsvarade en oljepläck som skulle nå utanför den aktuella älvens bredd, b , gjordes ett antagande att den sista fasen gavs av endimensionell spridning. Enligt teorin ska endimensionell användas när kvoten längd/vidd > 3 , detta antas gälla för den sista fasen. Genom att anta att oljan sprider sig till hela älvens bredd kunde den tid det tar för oljan att sprida sig maximalt (fas 3, endimensionellt fall) beräknas ur sambandet i tabell 2.1.

$$t_{L_e} = \left(\left(\frac{L_e}{1,43} \right)^4 \cdot \frac{\rho_w^2 \cdot \nu}{\sigma^2} \right)^{1/3} \quad (2.3)$$

Om radien var mindre än bredden beräknades tiden för oljespridningen med hjälp av ekvationen för fas 3, radiellt fall:

$$t_{R_e} = \left(\left(\frac{R_e}{1,60} \right)^4 \cdot \frac{\rho_w^2 \cdot \nu}{\sigma^2} \right)^{1/3} \quad (2.4)$$

Beräkning av mekanisk spridning gjordes för olika oljemängder vid olika temperaturer. Värden på vattnets densitet och viskositet visas tillsammans med resultaten av beräkningarna i kapitel 7.

Oljans drift på vattenytan styrs av vind och strömmar (figur 2.3) och kan beräknas med ekvation 2.5.

$$\vec{V} = \alpha_w \vec{V}_w + \alpha_c \vec{V}_c \quad (2.5)$$

där \vec{V} = drifhastighet

\vec{V}_w = vindhastighet 10 meter över vattenytan

\vec{V}_c = medelströmshastighet

α_w = koefficient för effekten av vind på driften av oljepläcken. 0,03 är det mest använda värdet i oljespridningsmodellering.

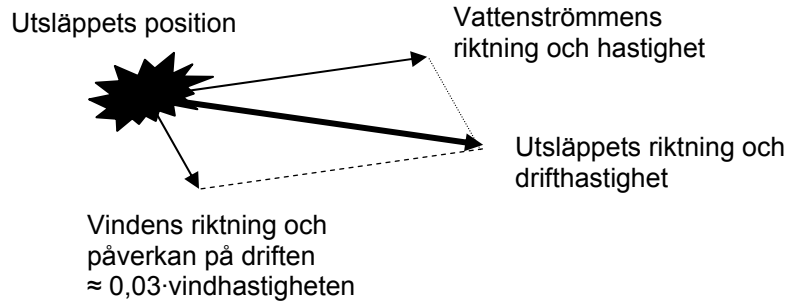
α_c = koefficient för effekten av vattenströmning på driften av oljepläcken.

Om älven antas ha en logaritmisk hastighetsprofil i vertikalled ges medelhastigheten av:

$$\alpha_c = \frac{V_s}{V_c} = 1 + \frac{u_*}{\kappa V_c} \quad \text{där } V_s = \text{ythastighet, } u_* = \text{skjuvhastighet}$$

och κ = Karmans konstant, 0,4

$\alpha_c = 1,1$ brukar ofta användas.



Figur 2.3 Oljans drift påverkas till storlek och riktning av ström och vind.

Om endast hastigheterna i vattendragets strömriktning är av intresse och typiska koefficientvärden används förenklas ekvation 2.5 till:

$$V = 0,03 \cdot V_w + 1,1 \cdot V_c \quad (2.6)$$

V_w = vindhastighet 10 meter över vattenytan, komponent i strömriktningen.

Ekvation (2.6) i kombination med ekvation (2.7) användes för att beräkna ungefärliga tider det tar för oljan att färdas nedströms i en älv.

$$S = V \cdot t \quad (2.7)$$

Ungefärliga vattenhastigheter erhöles från Vattenfall, vindhastigheter hämtades från SMHI:s station i Älvsbyn (SMHI, 2006), och avstånd mellan olika platser längs älven från kartstudier med hjälp av ArcGIS.

2.3.3 Ekologisk känslighet och socioekonomiska intressen

En oljeolyckas omfattning påverkas av yttre faktorer enligt tabell 2.2. En genomgång av hur parametrarna varierar i de aktuella områdena samt hur de påverkar den ekologiska känsligheten gjordes genom att jämföra med uppgifter från litteratur. Årstidernas variation kring Luleälven hämtades från SMHI (2007). Vattentemperaturerna kommer från ytvattenmätningar i Luleälven vid Laxede kraftstation 2005-2007.

Ingen specifik kartering av strandtyper genomfördes utan här byggde resonemanget på allmän uppfattning efter besök i området samt antaganden. En bedömning av effekter på organismer gjordes utifrån testresultat för turbinolja samt erfarenheter från fallstudier.

Tabell 2.2 Parametrar som styr omfattningen av en oljeolycka.

	viskositet	nedbrytning	dispergering	avdunstning	spridning	miljöeffekt
Årstid	x	x	x	x		x
Strömmar					x	
Oljety	x	x	x	x	x	x
Turbulens		x	x		x	x
Näringshalt		x				
Strandtyp					x	x

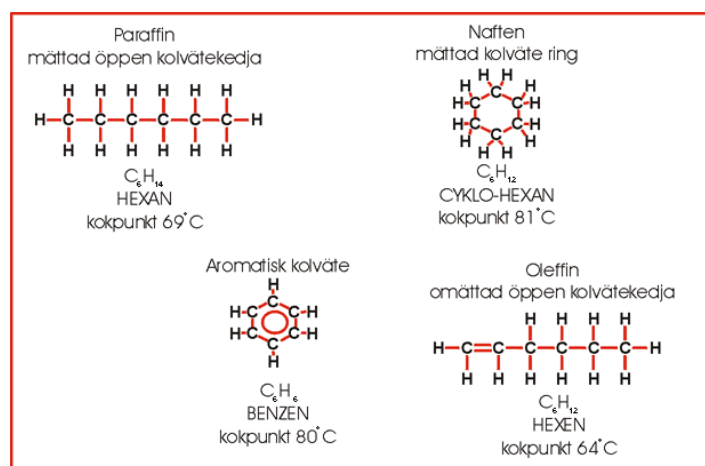
Slutligen gjordes en genomgång av hur verksamheter längs älven kan komma att påverkas av ett större oljeläckage baserat bland annat på kontakter med dricksvattenverk.

3 OLJA

Begreppet olja används i dagligt tal för en mängd olika vegetabiliska, animaliska eller mineraliska substanser som kan ha vitt skilda ursprung och egenskaper. Råolja är det obehandlade material som utvinns från underjordiska källor. Alla produkter som framställs av råolja, såsom till exempel bensin, diesel, eldningsoljor och smörjoljor kallas för petroleumprodukter (Forsman, 1997). I detta kapitel beskrivs kortfattat hur petroleumprodukter är uppbyggda, hur deras kemiska och fysikaliska egenskaper påverkar och påverkas vid utsläpp i naturen samt vilka miljöeffekter de kan ge upphov till.

3.1 Kemiska och fysikaliska egenskaper

Råolja är en komplex blandning av olika kolväten (50-98 %), svavel, kväve och syre samt olika metaller. Sammansättningen varierar mycket för råoljor med olika geografiskt ursprung (Pettersson & Broman, 1990). De kolväteföreningar som ingår i råolja och petroleumprodukter är av några olika typer. Det existerar två nomenklaturer som ofta används blandade. Paraffiner (även kallade alkaner) är mättade och öppna (alifatiska) kolvätekedjor som kan vara ogrenade (normal-(n-)) eller grenade (iso-). Naftener (även kallade cykloalkaner eller cykloparaffiner) är mättade kolväteringar som kan vara mono- eller dicykliska. Aromater (även kallade arener) innehåller minst en aromaring (bensen) och kan vara mono-, di- eller polyaromatiska kolväten. Olefiner (även kallade alkener och cykloalkener) är omättade (dubbelbindning), acetylen (även kallade alkyner) är omättade (trippelbindning) kedjeformade kolväten (Pettersson & Broman, 1990). Exempel på de olika typerna visas i figur 3.1. Genom att hetta upp, destillera, oljan fraktioneras komponenterna efter sina respektive kokpunkter. Denna behandling kompletteras med en eller flera raffineringsmetoder vilket ger basoljor med väl definierade egenskaper.



Figur 3.1 Exempel på kolvätekedjor med 6 kolatomer men med olika egenskaper. (IVL, 2007).

Vissa karaktäristiska fysikaliska och kemiska egenskaper är av stor betydelse för oljans användningsområde samt för hur den beter sig om den kommer ut i naturen. Detta har sammanfattats av Forsman (1997). Densiteten för olja ligger normalt lägre än vattens densitet vilket innebär att den flyter på vattenytan. Viskositeten, som är ett mått på hur trögflytande oljan är, är linjärt beroende av temperaturen. När temperaturen minskar ökar viskositeten och när temperaturen går under oljans lägsta flyttemperatur antar oljan en halvfast konsistens. Vid låg temperatur förhindras alltså oljans uppblandning med vattnet. Oljans ytspänning har betydelse för hur oljan sprids på vattenytan, den minskar med ökande temperatur och låg

ytspänning ger snabbare utbredning. Oljans ångtryck är direkt relaterat till temperaturen och kan användas som ett mått på flyktigheten för råoljor och lätta oljeprodukter. Ju högre temperatur desto högre ångtryck och desto högre benägenhet att avdunsta.

3.1.1 Smörjolja

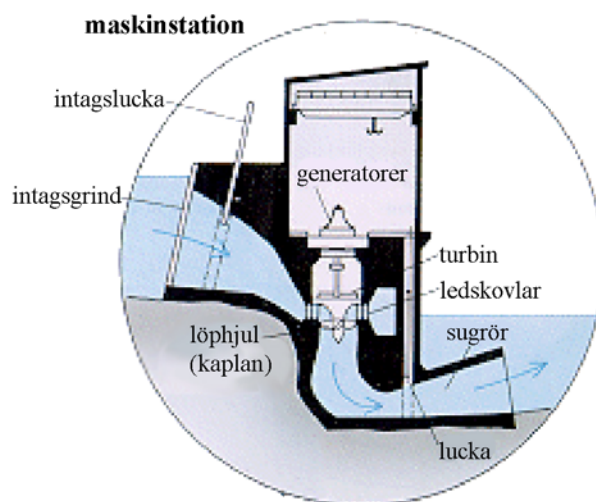
Smörjmedel är produkter som används för att smörja och motverka friktion mellan två ytor som rör sig mot varandra. Läran om friktion och smörjning kallas tribologi. Smörjmedel har också många andra funktioner som att överföra kraft eller värme, lösa upp smuts och förhindra korrosion. Alla smörjmedel består av en basolja, som kan vara mineralisk (raffinerad petroleumolja), syntetisk eller vegetabilisk, och tillsatser av egenskapsförbättrande ämnen. Smörjmedlen delas upp i olika grupper anpassade till användningsområdet. De speciella smörjoljorna till vattenkraften, turbinoljorna, beskrivs utförligt i avsnitt 3.3.

Petroleumbaserade smörjolja är vanligast. De utvinns och förädlas av de tyngsta råoljafraktionerna, vilket ger produkter med långa kolkedjor och lågt ångtryck. De består främst av kolväten inom intervallet C_{16} - C_{20} men även kolväten i intervallet C_{12} - C_{120} förekommer. Kokpunkten varierar mellan 300 och 400°C och densiteten mellan 0,85 och 1,0 kg/l. För tjockolja (t ex tjock eldningsolja) varierar lösligheten mellan 1-20 mg/l, medan smörjolja innehåller olika tillsatser som påverkar denna egenskap (Länsstyrelsen i Norrbottens län, 2003). Smörjolja är svårflyktiga och har låg löslighet i vatten men binds lätt till organiskt material och bryts ner långsamt.

Fysikaliska parametrar som ofta används för att karaktärisera smörjolja är förutom viskositet även viskositetsindex, flytpunkt, flampunkt och refraktionsindex. Viskositetsindex, VI, är ett mått på viskositetens temperaturberoende. Högt VI innebär att viskositeten ändras relativt lite med temperaturen och kan vara ett mått på paraffininnehållet (Haus et al, 2001). Flytpunkten är den lägsta temperatur där oljan slutar flyta, även denna ökar med ökat paraffin-innehåll. Flampunkten är den lägsta temperaturen där petroleumprodukten antänds av en öppen låga. Refraktionsindex ger ett mått på det nafteniska och aromatiska innehållet i smörjolja, det har visats att refraktionsindex är linjärt korrelerat med densitet (Haus et al, 2001).

3.2 Vattenkraftens oljesystem

I en vattenkraftsanläggning används oljebaserade hydraulsystem för reglering av turbiner och som smörjmedel i bär- och styrlagersystem. I de flesta kraftverk används samma typ av olja både för lager och för turbinens reglersystem men systemen är separata. Detta avsnitt beskriver de olika delarna i maskinsystemet (figur 3.2) samt vilka läckagerisker som identifierats (Vattenfall, 2006).



Figur 3.2 Skiss över vattenkraftverk och dess oljesystem.

3.2.1 Bär- och styrlager

Varje turbin har två till tre styrlager med vardera 0,2-1,5 m³ olja. Ett bärlager tar hand om axiell last och innehåller 1-7 m³ olja. Förutom lagerdelar och tätningar kan systemet även ha rör, kylare, pump och filter. Ett läckage från bär- och styrlager hamnar oftast på turbinlocket (Karlsson, 1996) varefter det kan pumpas till pumpgrop. Läckagerisken direkt till natur anses som liten till medelstor.

3.2.2 Utskov och intag

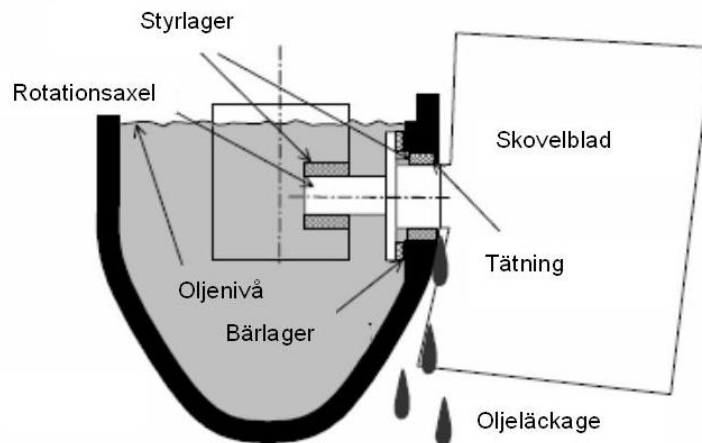
Lyftanordningar till utskovs- och intagsluckor består av hydraulsystem som innehåller pump, tank, filter, tätningar, cylindrar, slangar, rör och ventiler. Hydraulsystemen för intags- respektive utskovsluckor kan innehålla 2-5 m³, respektive 0,2-4 m³ olja. Läckagerisken direkt till vattnet anses mycket stor och chanserna att fånga upp oljan är liten. Kedjespel som lyftanordning för utskovsluckor är också vanligt.

3.2.3 Ledskovlar

Reglersystem till ledskovlar sker med hydraulsystem via cylindrar och pådragsring eller individuella servon till varje ledskovel. Reglersystemen innehåller pump, oljetank, tryckklocka, filter, tätningar, servomotorer, slangar, rör och ventiler. Gamla lågtryckssystem på 20 bar innehåller 10-30 m³ olja, med exempelvis 15 m³ i tanken och 5 m³ i tryckklocka. De nya högtryckssystemen på 160 bar minskar denna mängd med upp till cirka 90 %, till 1-5 m³ olja. Läckage från ledskovlarnas reglersystem hamnar oftast på turbinlocket och därefter i pumpgrop. Därmed anses läckagerisken liten till medelstor.

3.2.4 Kaplanlöphjul

Kaplanloppet har vridbara skovelblad som regleras med hydraulcylindrar och länksystem, som styrs av en oljeföringsbox som sitter på axeltoppen och leder olja till löphjulet. Hydraulsystemen för kaplanlöphjul är ofta sammankopplade med systemet för ledskovelregleringen. I äldre typer fungerar hydrauloljan även som smörjmedel för lagringen av löphjulsskovlarna medan nyare typer har lager av självmörjande typ. Navet till kaplanturbinen är oljefyllt och kan innehålla 5 m³ i äldre typer och cirka 0,2 m³ i nya. Läckagerisken är stor för äldre typer av löphjul och liten för nyare typer.



Figur 3.2 Kaplan-nav med ställbart skovelblad.

3.2.5 Sugrörslucka

Sugrörsluckornas lyftutrustning består ofta av ett mindre mobilt hydraulsystem innehållande 5-50 l olja. Läckagerisken anses liten och med begränsad konsekvens av det.

3.2.6 Oljeavskiljare, pumpgrop

Om olja kommer till turbinens läckvatten på turbinlocket avskiljs det i en oljeavskiljare och leds sedan till en pumpgrop under turbinen. Vattnet på botten av pumpgropen pumpas ut till vattnet. Tidigare gick läckvattnet direkt till gropen och tanken var att eventuell olja skulle lägga sig ovanpå vattnet. Även svårslösliga turbinoljor löses dock upp efter lång tid (Inbar, 1999) vilket medför en risk att olja följer med ut i älven. Oljeavskiljare av typen Unisorb har installerats på Vattenfalls samtliga anläggningar och i pumpgroparna finns oljevarnare av typen Leakwise som varnar om olja ändå skulle finnas kvar. Leakwise kan detektera kolväten på en vattenyta vid en skiktjocklek av 0,3 mm.

3.3 Turbinolja

Turbinoljor används för smörjning av turbiner, lager, kuggväxlar och reglerutrustning. De kan jämföras med högkvalitativa cirkulationsoljor. Oljans viktigaste funktioner är att fungera bärande och smörjande, kyla, rengöra samt rostskydda. Turbinoljorna förväntas kunna användas i upp till 50-60 år och kunna separera snabbt från vatten för att inte kontamineras under användning. I detta avsnitt beskrivs sammansättningen av turbinoljor och vilka produkter som är vanliga i Vattenfalls vattenkraftverk. Ekotoxicitet och bionedbrytning av turbinoljor beskrivs i avsnitt 3.5 respektive 3.6.

3.3.1 Basoljor

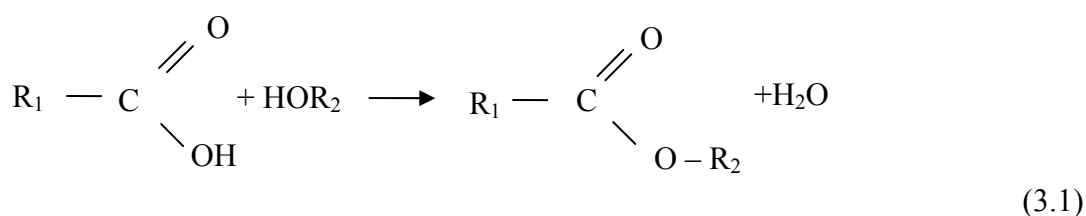
Turbinoljor består normalt av minst 85 % basolja och ett antal tillsatser, additiv, för att förstärka vissa egenskaper hos basvätskan. Mineraloljor, raffinerade petroleumoljor dominerar som basoljor, men det finns alternativ såsom syntetiska estrar på marknaden (Ahlbom & Duus, 1992).

Till turbinoljor används paraffinbaserade, solventraffinerade (extraherade med lösningsmedel) mineraloljor. De är komplexa blandningar av paraffiner (~60-75 %), naftener (~20-30 %) och aromater (~5 %) (se bilaga B) med kolväten främst inom intervallet C₁₅-C₅₀ (Concawe, 1997). Concawe (1997) sammanfattar egenskaper för mineralbasoljor. De anses ha försumbara ångtryck vid normala temperaturer vilket gör att avdunstning inte är en betydelsefull process

när den kommer ut i naturen. Vattenlösligheten är väldigt låg och dispersion uppkommer av turbulens i vattnet. Adsorption till sediment bedöms som det huvudsakliga ödet.

Som exempel på traditionella mineraloljebaserade turbinoljor redovisas egenskaper för två produkter från Statoil, TurbWay 68 och TU 68. TurbWay 68 är en solventraffinerad mineraloljebaserad paraffinisk turbinolja och TU68 är en paraffinisk/naftenisk turbinolja. Båda oljorna har tillsatser av lastbärande medel (tabell 3.1). TU68 innehåller totalt 0,9 % additiv; alkylfenol (<0,5%), polymetakrylat (0,05%) och akrylatpolymer (0,03%) (Länsstyrelsen i Norrbottens län, 2003) vilket antas gälla även för TurbWay 68.

TurbWay SE (tabell 3.1) är en turbinolja baserad på en syntetisk fettsyrester uppbyggd på förnyelsebara råvaror. Den är framtagen av Statoil i samarbete med Luleå Universitet. En syntetisk ester (polyolester) framställs genom att en karboxylsyra, t ex en fettsyra, får reagera med en alkohol. Reaktionsformeln (3.1) är reversibel. Råvarorna kan vara vegetabiliska eller animaliska produkter eller av petrokemiskt ursprung. En syntetisk ester blir mer kemiskt homogen än en naturlig ester (Ahlbom & Duus, 1992).



Tabell 3.1 Egenskaper för turbinoljor som används i Vattenfalls vattenkraftverk.

Egenskap/Produkt	TU68	TW68	TW SE
Basolja (% / typ)	>98 / mineral	>98 / mineral	>98 / syntetisk ester
Densitet vid 15 °C (kg/m ³)	888	880	927
Kinematisk viskositet (mm ² /s)			
0°C	-	1000	450
25°C	-	160	90
40°C	68	69	47
100°C	8,3	8,8	8,1
Viskositetsindex	89	98	150
Flytpunkt (°C)	-24	-24	-60
Flampunkt (°C)	192	218	233
Kokpunkt (mid boiling point) (°C)	470	470	
Vattenseparation (min)	20	17	16

3.3.2 Additiv

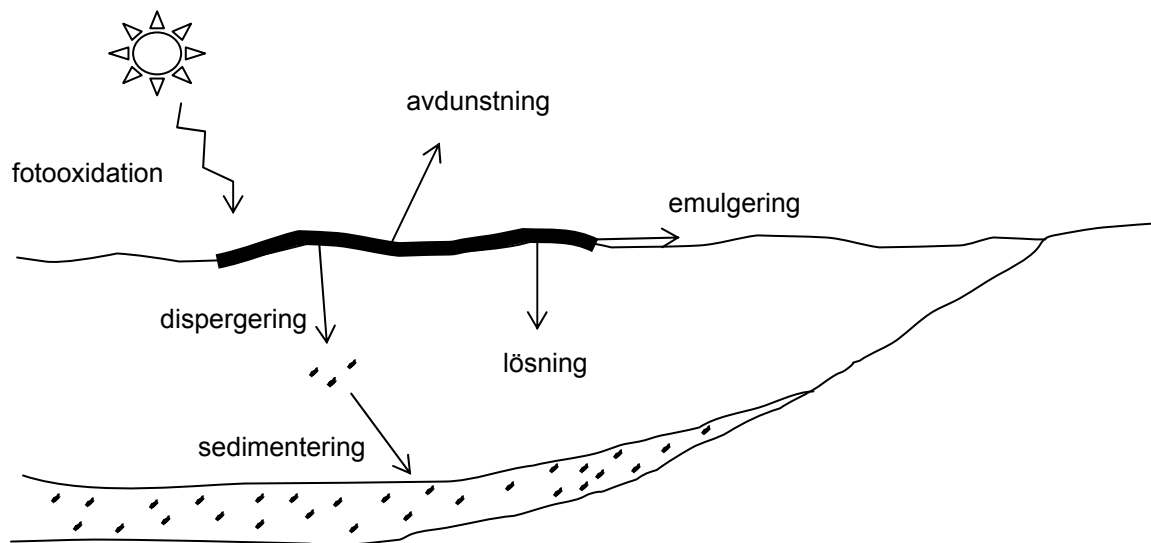
Vanliga additiv i turbinoljor är antioxidationsmedel, korrosionsinhibitorer, skumdämpare, flytpunktsnedsättare, antinötningsmedel samt lastbärare.

- Oxidationsinhibitorer används för att hejda oxidationsprocessen som försämrar oljans smörjförmåga. Tillsatserna kan vara antioxidanter som fenoler, aminer eller svavel-fosforföreningar eller metalldeaktivatorer såsom triazoler, aminer eller tiadizoler.
- Korrosionsinhibitorer ska skydda metallytan mot angrepp från syre och andra ämnen. De kan vara av fysisk eller kemisk typ och hör vanligtvis till någon av grupperna kväve-, fettsyra-, fosfor-, svavel-, karboxylsyradervat samt metallpassivatorer.
- Skuminhibitorer ska öka separationen av luftbubblor från oljefasen genom att minska oljans ytspänning. Detta görs med hjälp av flytande silikoner, polydimetylsiloxaner eller plast.

- Flytpunktsnedsättare används för att förhindra vaxutfällningar framförallt i paraffinbaserade mineraloljor. De kan vara polymetakrylat eller copolymerer av etylen och vinylacetat.
- Antinötningsmedel i turbinoljor är av antiweartyp, organiska föreningar innehållande svavel, fosfor eller klor.

3.4 Förändrings och spridningsprocesser

När olja kommer ut i naturen, i detta fall till ett rinnande vatten, sätts ett flertal fysikaliska, kemiska och biologiska processer igång genom vilka de ingående föreningarna sprids, omvandlas, bryts ned eller lagras oförändrade (figur 3.3). Här beskrivs dessa i ett mer generellt sammanhang vilket kompletteras i kapitel 7 med ett urval av de processer som antas vara av betydelse vid turbinoljeutsläpp till älv.



Figur 3.3 Förändrings och spridningsprocesser för olja som kommer ut i vatten.

3.4.1 Utbredning

Matematisk behandling av processerna för oljespridning beskrivs i avsnitt 2.3.2. När olja kommer ut på en vattenyta kommer den att börja sprida ut sig som ett skikt ovanpå vattnet under påverkan av oljans viskositet, skillnader i oljans och vattnets densitet och ytspänning mellan olja och vatten. Detta kallas mekanisk spridning. Enligt Fay's teori (Green & Trett, 1989 och Shen et al, 1988) kan processen beskrivas av tre faser. I den första fasen (1-2 timmar) beror utbredningstakten främst av kvantitet och densitet, en lätt olja utbreder sig snabbare än en tung. I den andra fasen (<10-20 timmar) styr viskositeten utbredningen så att en trögflytande olja med hög viskositet utbreder sig långsammare. I den tredje fasen (>10-20 h) är den pådrivande kraften ett resultat av skillnader i ytspänning mellan luft/vatten, luft/olja och olja/vatten. Faserna beskrivs matematiskt i avsnitt 2.3.2. Diverse undersökningar har visat att vinden påverkar spridningen och beroende på oljans flytttemperatur (den lägsta temperatur där oljan fortfarande är i flytande form) har även temperaturen effekt (Green & Trett, 1989).

3.4.2 Advektion

Oljan förflyttas också tillsammans med ytvattnet under påverkan av ström och vind vilket kallas drift eller advektion. En ekvation för ytdrift visas i avsnitt 2.3.2. Advektionen är den fysiska process som styr oljefläckens geografiska förflyttning. Oljan kan också blanda sig i

vattnet som droppar och transporteras i vattenpelaren, något som kallas dispergering och beskrivs i avsnitt 3.4.5. Generellt anses att advektionen är av större betydelse än dispersionen i floder (Cronk et al, 1990).

3.4.3 Avdunstning

Så fort oljan kommer i kontakt med luft kommer eventuella lättare fraktioner att börja avdunsta. Avdunstningshastigheten beror bland annat av temperatur, tryck och kolväteföreningens sammansättning. Hög temperatur och vind påskyndar avdunstningen liksom högt ångtryck hos föreningen. Flyktiga oljeprodukter kan halveras inom några timmar medan avdunstningen av tyngre oljeprodukter är försumbar vid utsläpp i vatten. Enligt Green & Trett (1989) uppskattas att cirka 50 % av alla korta kolväten ($n < C12$) avdunstar inom åtta timmar och alla något längre kolväten ($n < C15$) inom 10 dagar. För längre kolväten ($n > C15$ - $C25$) går det något långsammare och större beståndsdelar påverkas inte alls.

3.4.4 Lösning

Lösligheten för ett ämne bestäms av dess fysikalisk-kemiska egenskaper samt lösningsmedlets beskaffenhet. Oljans beståndsdelar betraktas generellt som opolära och har därför låg löslighet i vatten. Råolja och vissa oljeprodukter innehåller dock vattenlösliga komponenter som, även om de endast utgör en bråkdel av mängden, har betydelse för toxiska effekter eftersom det hävdas att endast olja i löst form kan tas upp av organismer (Green & Trett, 1989). Ett kolvätes löslighet i vatten är proportionell mot dess oktanol-vattenkoefficient (K_{ow}), ju högre värde desto mindre vattenlöslighet. Molvolymen, det vill säga förhållandet mellan molekylens vikt och dess kompakthet, är också av betydelse vilket innebär att de minsta kolvätena är de mest lösliga (Green & Trett, 1989). För ett givet antal kolatomer ökar vattenlösligheten för de olika huvudtyperna av kolväten enligt följande:

n-alkaner < isoalkaner < cykloalkaner < aromater.

Miljöfaktorer som påverkar oljans löslighet är bland andra temperatur, salthalt och förekomst av suspenderat eller löst organiskt material. Ökad temperatur ökar lösligheten medan ökad salthalt minskar den.

3.4.5 Dispergering

Den process då oljan finfördelas till mindre droppar och blandar sig i vatten kallas för naturlig dispergering. Mekanismen är inte väl förstådd men det är ett accepterat faktum att dispersionen ökar med hög turbulens i vattendraget och att oljans viskositet påverkar dropparnas storlek (Green & Trett, 1989). Oljedropparna får en större relativ yta mot omgivande vatten och nedbrytning liksom upplösning kan öka. Mindre droppar sprids i vattenpelaren medan de större flyter upp på ytan igen när energin minskar. Återuppstigna droppar bildar skimmer på ytan och bidrar till att sprida ut oljefilmen eftersom olja på vattenytan ofta med hjälp av bland annat vind färdas snabbare nedströms än själva vattenpelaren.

3.4.6 Emulgering

Den process då små vattendroppar tas upp av oljan och får en mousseliknande konsistens med högt vatteninnehåll kallas emulgering. Emulgering försämrar avdunstningen och den naturliga dispergeringen vilket ökar viskositeten. Medeltunga och viskösa oljor bildar lättare vatten-i-olja-emulsioner än mycket lätta oljor och moussen är ofta stabil.

3.4.7 Fotooxidation

Kolvätena i oljan kan reagera med luftens syre påskyndat av ultraviolett strålning från solljus. Denna process kallas fotooxidation och bidrar till nedbrytning av kolväteföreningarna men kan också göra dem mer lösliga i vatten. Endast det yttersta skiktet av oljan kan reagera med luftens syre och därför oxideras ett tunt skikt snabbare än ett tjockt. Ljusintensiteten är också av betydelse.

3.4.8 Sorption och sedimentering

Olja kan binda till partiklar i vattnet såsom mineralpartiklar i form av lera och silt, partikulärt organiskt material eller mikroorganismer. Green & Trett (1989) gör en noggrann genomgång av hur dessa processer går till samt påverkas av yttre faktorer. Tyngre mättade kolväten, acykliska kolväten och Polycykliska aromatiska kolväten, PAH, har hög fettlöslighet och associeras i högre grad med suspenderat material.

Genom sorption av partiklar samt avdunstning och lösning av eventuella lättare fraktioner ökar oljans densitet, och slutligen kommer olja som flyter på vattnet att sjunka till botten, sedimentera. Detta sker framförallt på så kallade ackumulationsbottnar. Ackumulationsbottnar finns i områden med lugnvatten där materialdeposition förekommer kontinuerligt och finmaterial med en diameter $<0,006$ mm deponeras. På en transportbotten deponeras finmaterial diskontinuerligt. Normalt finner man ackumulationsbottnar där djupet är störst. Det gäller också reservoarer, men inte reglerade älvar. Istället har man där ansamling av sediment vid sidan av djupfåran på ett par till några meters djup (Svensson, pers. komm.).

Sedimenten utgör en viktig del i akvatiska ekosystem, inte minst när det gäller föroreningar, och sedimentens kvalitet är viktiga för systemets allmänna tillstånd.

3.5 Biologiska effekter

Oljeutsläpp kan ge biologiska miljöskador till följd av nedsmutsning eller förgiftning. Det är framförallt fåglar, däggdjur och växter som påverkas av nedsmutsningseffekter. Ekotoxicitet och biologisk nedbrytbarhet är egenskaper hos turbinolja som har stor betydelse för den miljöpåverkan produkten får när den kommer ut i naturen. I detta avsnitt beskrivs allmänna biologiska effekter av olja samt exempel på mineraloljebaserade respektive syntetiska smörjoljors giftighet för vattenorganismer. Majoriteten av den ekotoxikologiska forskningen har fokuserat på råolja (oraffinerad mineralolja) i kustområden. Turbinolja baserad på mineralolja eller syntetiska ester är mer väldefinierade produkter och deras ekotoxiska effekter kommer därför att skilja sig mycket från råoljans.

3.5.1 Biotillgänglighet

Ett ämnes biotillgänglighet är ett mått på hur stor del av ämnet som kan tas upp av djur och människor. Potentialen hos kolväten att bioackumuleras bedöms med hjälp av biokoncentrationsfaktorn, BCF (Biological Concentration Factor), som definieras av ekvation 3.2. Ett ämne som har en BCF över 100 bedöms som bioackumulerande. Att ett ämne ackumuleras biologiskt innebär dock inte automatiskt att det ger någon toxisk effekt. Löst organiskt material i form av humus- och fulvosyror kan binda lösta oljekomponenter vilket minskar deras biotillgänglighet.

Fördelningskoefficienten för oktanol-vatten, K_{ow} , (ekvation 3.3) är ett mått på hur fettlösligt/hydrofobt ett ämne är. Eftersom BCF är specifikt för varje kolväte är det svårt att utvärdera BCF för en oljeprodukt som består av en komplex blandning kolväten. Därför

används K_{ow} istället även om det matematiska sambandet med BCF ej är fastslagen (Concawe, 1997). Som gränsvärde för när ett ämne anses bioackumulerande används $\log(K_{ow}) > 3$. Dock anses beståndsdelar med $\log(K_{ow}) > 5,6$ olösliga i vatten och de blir därför inte tillgängliga för biota även om de har stor potential att bioackumuleras. De mineraloljebaserade turbinoljorna, TurbWay 68 och TU68, innehåller båda komponenter som kan bioackumuleras det vill säga deras $\log(K_{ow}) > 3$. Turbway SE förväntas inte bioackumuleras.

$$BCF = \frac{\text{jämviktsskoncentration i organism } (\mu\text{g} / \text{g torrsvikt})}{\text{jämviktsskoncentration i vatten } (\mu\text{g} / \text{ml})} \quad (3.2)$$

$$K_{ow} = \frac{\text{jämviktsskoncentration i olja } (\mu\text{g} / \text{ml})}{\text{jämviktsskoncentration i vatten } (\mu\text{g} / \text{ml})} \quad (3.3)$$

3.5.2 Ekotoxicitet

Oljors toxiska effekter, det vill säga, förgiftning av organismer i vattnet, på botten eller stranden, beror av deras sammansättning på så sätt att små molekyler är giftigare än större, omättade kolväten är giftigare än mättade och fettlösliga kolväten är giftigare än vattenlösliga. Av detta följer att aromatiska kolväten är giftigare än nafteniska som är giftigare än paraffiniska. En jämförelse av olika raffinerade produkters giftighet kan ses i figur 3.4.



Figur 3.4 Oljeprodukter rangordnade efter giftighet. (Forsman, 1997).

Dödliga effekter för vuxna respektive yngre individer i vattenfasen fås vid koncentrationer på 1-100 respektive 0,01-1 mg olja per liter vatten. Lösta kolväten i vatten ger effekt på organismer i vattenfasen ner till 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ men en nedre gräns för skador brukar sättas vid 1 mg/l vatten och i sediment 10 mg/kg (Lindgren & Fejes, 2004). Många organismer är dock känsliga för råolja i koncentrationer mindre än 1 mg/l om de utsätts för den under lång tid, för unga utvecklingsstadiet av fiskyngel kan så låga halter som 100 Fg/l ge upphov till subletala effekter (Evans, 1998).

Om olja lagras i botten sediment vid låg temperatur och dåliga syreförhållanden räcker det med några gram per kvadratmeter för att ge skador på bottenlevande organismer (Evans, 1998). I studier kring oljeplattformer till havs har en påverkan av bottenfaunans artrikedom påvisats vid koncentrationer på 50-60 ppm (Evans, 1998)

I en studie av IVL Svenska Miljöinstitutet AB (Viktor et al, 1997) undersöktes effekter på vatten- och marklevande organismer för två syntetiska hydrauloljor med bas av fettsyraestrar, avsedda för skogs- och arbetsmaskiner. De vattenlevande organismerna utgjordes av sebrafisk, kräftdjur, grönalger och luminicerande bakterier (Microtox) och de marklevande representerades av enchytraeider (ca 1 cm långa, vita daggmaskar) och engelskt rajgräs. Oljeprovorna bestod av färsk respektive använd olja.

Den ena oljan påvisades ha dödliga effekter på fisk och kräftdjur, vilket tillskrivs en fenolisk antioxidant eftersom baserna är likvärdiga för båda produkterna. Den andra oljans komponenter (bas + additiv) löste sig inte i tillräcklig mängd i vatten för att ge effekter. I testet med Microtox mättes EC₅₀ och resultaten blev desamma för båda oljorna vilket tolkades som att det är basen som gav effekt. Algtestet var svårtolkat eftersom den fysiska effekten av oljorna ej kunde särskiljas från den toxiska.

Sammantaget bedömdes den ena oljan ha intermediära toxiska effekter och den andra intermediära till kraftigt toxiska effekter trots att den ekotoxikologiska bedömningen på respektive varuinformationsblad är ”troligen ej toxisk mot vattenlevande organismer” baserat på att produkterna anses ”olösliga” i vatten (Viktor et al, 1997).

3.5.3 Mikroorganismer

Mikroorganismer har en central funktion som nedbrytare i limniska ekosystem. Organiskt material från växter och djur återförs som näringsämnen. Oljeföroreningar stimulerar tillväxt hos mikroorganismer som använder oljan som substrat (Green & Trett, 1989) vilket ger ökad syreförbrukning, ökat näringsupptag och en övergång från autotrofa till heterotrofa mikrobiella samhällen. I ickeförorenade områden utgör bakterier som kan utnyttja petroleumkolväten ca 0,1 % av mikroorganismerna medan de i oljeförorenade områden kan utgöra upp till 100 % (Pettersson & Broman, 1990). Mikrobernas funktion som nedbrytare av olja beskrivs närmare i avsnitt 3.6.1.

Effekter av smörjoljor på mikrobiella samhällen i marina sediment undersöktes utanför Antarktis i en studie av Powell et al (2005). Bottensediment preparerades med antingen dieselolja (Special Antarctic Blend), färsk respektive använd konventionell syntetisk smörjolja (Mobil 0W/40) baserad på alfaolefin, samt en färsk lättnedbrytbar smörjolja (Fuchs Titan GT1 (0W/20)) baserad på C18-fettsyre- vaxestrar (se bilaga B). De kontaminerade sedimenten placerades i brickor på havsbotten. Efter fem veckor observerades en stor skillnad i rekrytering till det mikrobiella samhället i sedimenten behandlade med diesel jämfört med obehandlad kontroll. Även för den konventionella syntetiska smörjoljan syntes en signifikant skillnad i mikrobiell samhällsstruktur men ingen skillnad mellan använd och färsk produkt. Minst effekt syntes av den lättnedbrytbara syntetiska smörjoljan.

Efter ett år (Thompson et al, 2006) hade kontrollsedimenten betydligt större antal individer än de förorenade sedimenten och skillnaderna som observerats mellan de olika produkterna efter fem veckor hade försvunnit. Både den ”biologiskt lättnedbrytbara” smörjoljan och den färska och använda konventionella syntetiska smörjoljan skilde sig mycket från kontrollen i antal individer liksom artrikedom. Författarna har dragit slutsatsen att påverkan på det bentiska samhället uppkommer snabbt efter ett utsläpp av smörjolja och över ett års tid blir allvarligare. Sedimenten var starkt förorenade (4020-4420 mg/kg) och halten förändrades knappt under den tiden studien pågick. Smörjoljorna misstänks verka toxiskt med effekter både på dödlighet och på reproduktion hos biota samt fysiskt förhindra organismernas

näringsupptag. Påverkan kan också fås av en ökning av organiskt material och påföljande syrebrist.

3.5.4 Alger

De flesta alger är autotrofer och stimuleras därför inte av olja på samma sätt som heterotrofer. I laboratoriemiljö har tillväxt samt fotosyntetiseringshastighet testats för olika testorganismer och föroreningar vilket beskrivits av Green & Trett (1989). Resultaten visar att det är stora skillnader mellan olika oljeprodukter, både hämmande och stimulerande effekter har registrerats. Oljetillförsel stimulerar tillväxt av alger (Green & Trett, 1989), speciellt cyanobakterier (blå-gröna alger) som får en fördel då syre förbrukas vid oljenedbrytningen.

Petroleumkolväten har både letala och subletala effekter på zooplankton som tycks vara mycket känsliga för både lösta och dispergerade komponenter. Den korta generationstiden för både zoo- och fytoplankton gör att akuta oljeutsläpp i öppna vatten förmodas få snabbt övergående effekter (Pettersson & Broman, 1990).

I vattendrag är de flesta algerna bentiska (bottenlevande) och de pelagiska, som svävar fritt i vattenmassan, kommer i huvudsak från sjöar uppströms. I en utbyggd älv är transporten av växtplankton mindre än hälften av motsvarande för en outbyggd älv medan djurplanktonen blir fler och större (Karlsson, 1996).

3.5.5 Växter

Makrofyter, större vattenväxter, utgör mat och levnadsplats för många djur i det akvatiska ekosystemet. Att oljeföroreningar kan orsaka skador på vattenlevande växter är känt men det finns få undersökningar gjorda i sötvatten. Green & Trett (1989) har sammanfattat observationer gjorda efter oljeutsläpp i olika limniska system. I rinnande vatten har minimala effekter observerats, troligtvis på grund av den korta uppehållstiden av oljan. I stillastående vatten har dock oljeutsläpp orsakat massdöd hos vissa flytväxter. Vatten- och strandväxterna i en reglerad älv utsätts för ständiga växlingar i vattenstånd vilket leder till vegetationsfattiga stränder och hög stress hos växterna.

Oljan kan skada växterna via fysiska effekter såsom utestängande av ljus eller inträngning i membran, biofysiologiska eller biokemiska effekter. Generellt kan sägas att troliga effekter på makrofyter till följd av oljeläckage är att diversiteten kan minska och arter med högre tolerans mot föroreningen bli dominanta. Fler studier behövs för att förstå hur effekterna hänger ihop.

Försök med sediment förorenade med smörjolja (Castrol GTX) visade sig skada lipidmembran och därmed ge minskad tillväxt hos tre mangrovearter (Zhang et al, 2007). För de två mindre av arterna förhindrade den även groddning, vilket ansågs bero på att dessa blev helt täckta av olja (fysisk effekt).

Olika typer av smörjoljors effekt på tillväxt av vete jämfördes kopplat till deras nedbrytbarhet i jord (se även avsnitt 3.6.3). Effekten hängde inte samman med deras persistens i jorden. De syntetiska motorsmörjoljorna förhindrade groddning och tillväxt totalt, förmodligen på grund av att den innehöll någon toxisk komponent som penetrerat frökapslarna, medan mineraloljan hade mindre effekt trots att den hade högre koncentration i jorden. Den vegetabiliska oljan hade också tydlig effekt. Detta tolkas som att de oljenedbrytande mikroorganismerna konkurrerar ut rötterna om näringsämnen (Haigh, 1995).

3.5.6 Evertebrater

Evertebrater, ryggradslösa djur, omfattar cirka 99 % av alla djur på jorden (Naturhistoriska Riksmuseet, 2007) inklusive till exempel insekter, maskar, snäckdjur, musslor. Det är framförallt bottenlevande evertebrater som studerats mycket i samband med oljeförorening. Petroleumkolväten kan orsaka förändringar i respiration, tillväxt, reproduktion och beteende men stora variationer i känslighet förekommer mellan olika arter.

Lytle och Peckarsky (2001) utvärderade effekterna på evertebrater i en bäck i New York State, USA efter ett läckage av 26500 l dieselolja. De fann att antalet evertebrater i bäcken nedströms utsläppet minskade kraftigt (90 %) direkt efter läckaget och tre månader senare fortfarande låg mycket under referensplatserna. Artrikedomen halverades och denna skillnad kvarstod även efter tre månader då en petroleumtolerant skalbagge dominerade faunan. Ett år senare var densiteten återställd och de skillnader i artrikedomen som observerades kunde ej härledas till oljeutsläppet.

Musslor används ofta som indikatorer på oljeföroreningar eftersom de saknar enzymen P-450 för nedbrytning av petroleumkolväten och alltså lagrar föroreningar. Dock påverkas deras storlekstillväxt, reproduktion samt överlevnad. I ett laboratorieförsök (Cajaraville et al, 1992) utsattes musslor under tre månader för olika koncentrationer av de vattenlösliga fraktionerna (WAF) av två råoljor samt en smörjolja (Repsol HD). Det konstaterades att musslornas storlek, liksom reproduktion påverkades tydligt av alla oljeprodukter. Akuta toxiska effekter ses inte som den största risken med oljeföroreningar och några sådana observerades inte heller. De två råoljorna gav inte heller på längre sikt (2 månader) någon dödlig effekt på musslorna medan alla musslor som utsatts för smörjoljan dog efter 49 respektive 77 dagar vid hög respektive intermediär dos av WAF.

Vid undersökning av de vattenlösliga fraktionerna visade sig smörjoljan ge en mycket högre koncentration av aromatiska kolväten (364-376 µg/ml) än de två råoljorna (0,6-6,0 µg/ml). Det har tidigare visats att di- och triaromatkolväte-innehållet är av stor betydelse för en oljas giftighet i vatten och att totalhalten av kolväten är meningslös i det avseendet. Dessutom påpekas att smörjoljans toxiska effekter eventuellt kan härledas till additiv. Säkerhetsdatablad för smörjoljan Repsol HD, tillverkad av Repsol YPF, har inte kunnat hittas för att göra en jämförelse med de turbinoljor som används i Vattenfalls kraftverk.

3.5.7 Fiskar

Många fiskarter undviker troligen tillfälligt oljeförorenade vattenområden (Forsman, 1997) men oljeföroreningar kan ge direkta eller indirekta effekter på fisk. Fiskar som söker syre vid ytan kan störas av en oljehinna som motverkar utbytet med atmosfären. Fisk kan ta upp petroleumkolväten via föda, gälar eller slemhinnor och hud och generellt kan sägas att de alifatiska komponenterna är relativt ofarliga och de aromatiska mer toxiska. Ägg och yngel är särskilt känsliga. Subletala effekter kan vara biokemiska, fysiologiska eller beteendemässiga. Fläckning av fiskkött kan uppkomma vid väldigt låga halter (1/300000) och gör fisken oätlig.

Olja kan snabbt ackumuleras i fisk men fiskarna har en avsevärd förmåga att metabolisera petroleumkolväten via enzymsystemet P-450 vilket gör att föroreningarna inte anrikas i näringskedjan (Pettersson & Broman 1990).

Mercurio et al (2004 (2)) undersökte subletala effekter hos en tropisk fiskart som injicerades med olika koncentrationer av vegetabilisk- respektive mineraloljebaserad smörjolja för 2-takts

utombordsmotorer. Båda produkterna gav upphov till stress hos fiskarna och för koncentrationer över 2,0 mg/kg hade den mineraloljebaserade oljan något större påverkan.

3.5.8 Fåglar

Skador på sjöfåglar är den vanligaste biologiska effekten i samband med oljeutsläpp. En liten oljefläck på 2-3 cm i diameter i fjäderdräkten räcker för att förstöra dess vattenavvisande förmåga. Värmeisoleringen förstörs och fåglarna dör av nedkylning om det sker under en kall årstid. Måttligt nedsmutsade fåglar ägnar mycket energi åt att försöka tvätta sig och kan dö av svält under tiden (Forsman, 1997).

Fåglar kan få i sig olja när de dricker vatten eller smutsas när de badar, de kan även andas in små oljedroppar (Räddningsverket, 2004). I bäckar är detta vanligt även för andra fåglar än sjöfåglar. Det kan leda till inre skador såsom lunginflammation, inre blödningar i tarmar eller lungor, samt lever- och njurskador. Ägg som kontamineras av olja kan ta skada så att ungarna aldrig utvecklas (Concawe, 1997). Hos vanligt förekommande fågelarter ger dock oljeutsläpp sällan någon långsiktig påverkan på populationen.

3.5.9 Däggdjur

Sälar och landlevande däggdjur verkar försöka undvika strandavsnitt som smutsats ned av olja och klarar sig därför ofta relativt bra från oljan (Räddningsverket, 2004).

3.6 Biologisk nedbrytning

Här beskrivs principen och de begränsande faktorerna för bionedbrytning av olja. Nedbrytningen är en av de viktigaste parametrarna i bedömningen av en kemikalies miljörisk. I detta avsnitt beskrivs samband mellan nedbrytning och oljornas egenskaper samt studier på nedbrytning av smörjoljor i naturliga miljöer. De metoder som används för test av bionedbrytbarhet av smörjoljor beskrivs i avsnitt. 3.9.2.

3.6.1 Miljöfaktorers inverkan

I vattnet finns mikroorganismer som kan bryta ner oljan till enklare kolväten (primär nedbrytning) eller till koldioxid och vatten (fullständig nedbrytning). Raka mättade kolvätekedjor (n-alkaner) är lättast att bryta ned, därefter följer iso-alkaner, alkener och enklare monoaromater (Pettersson & Broman, 1990). Kolväten $> C_{22}$ i form av alifater och aromater, som främst finns i tunga eldningsoljor och smörjoljor, tar det längre tid att biologiskt bryta ned.

Roffey och Edlund (1983) har sammanfattat studier på miljöfaktorers inverkan på bionedbrytningen och kommit fram till att en snabb oljenedbrytning kräver tillgång på närsalter (kväve och fosfor), närvaro av oljenedbrytande mikroorganismer, tillgång på syre, god vattenomblandning samt avsaknad av bakteriepredatorer. Nedbrytningshastigheten påverkas också av temperaturen, en tiogradig temperaturstegring, till exempel från 5°C till 15°C, medför en fyra gånger högre oljenedbrytningshastighet (Edlund et al, 1985). I havsvatten har bionedbrytningen beräknats variera mellan 0,03-60 gram olja per ton vatten och dygn (Räddningsverket, 2004).

Det finns över hundra kända naturligt förekommande mikroorganismer i havs- och sötvatten, som har petroleumkolvätenedbrytande förmåga. Oljepåverkan på marina ekosystem har undersökts i samband med flera större oljeutsläpp och där har man kunnat slå fast ett det finns mikroorganismer som klarar av att bryta ned både alifatiska och aromatiska oljefraktioner. I

sötvatten antas att några av de 37 oljenedbrytande arter som hittats i jord finns tillgängliga (Green & Trett, 1989). Tidigare har man ansett att biologisk nedbrytning inte fungerar eller går mycket långsamt i kalla klimat men erfarenheter har visat att det även i kalla vatten, exempelvis utanför Alaska, finns mikroorganismer som har mätbart nedbrytande effekt på olja.

Nedbrytningen påverkas av oljans exponeringsyta mot mikroorganismer. För olja som är finfördelad i vattnet är kontaktytan större och nedbrytning kan därmed gå snabbare. Toxiska föreningar kan dock hämma sin egen nedbrytning genom giftverkan mot de nedbrytande mikroorganismerna.

3.6.2 Samband med kemiska och fysikaliska egenskaper

Haus et al (2001) undersökte samband mellan olika kemiska och fysikaliska karakteristika och primär biologisk nedbrytning. Där testades, bland andra mineralbasoljor för smörjoljor, en basolja för turbinolja. Studien visade att bionedbrytbarheten ökade med ökat viskositetsindex, det vill säga temperaturberoendet hos den kinematiska viskositeten, och minskade med ökad flytpunkt, flampunkt och refraktionsindex (se avsnitt 3.1.1) vilket bekräftade att paraffiner är mer lättnedbrytbara än nafter och aromater (se bilaga B).

Både primär och fullständig nedbrytning har ett starkt samband med viskositeten för paraffiniska basoljor använda i smörjoljor (Haus et al, 2004). Bionedbrytbarheten minskar med ökad viskositet. För en typiskt mineralolja som används till turbinolja minskar bionedbrytbarheten från cirka 75 % till 50 % för en viskositetsändring från 30 till 95 mm²/s (vid 40°C) i CEC-testet (se avsnitt 3.9.2) och från 13 % till 8 % i OECD 301-testet (se avsnitt 3.9.2). I studien visades även att primär nedbrytning (CEC-test) är representativ för den fullständiga nedbrytningen (OECD-301).

3.6.3 Studier på smörjoljor

Testerna för riskklassificering görs på färska, oanvända produkter men det är oklart vad som händer med produkternas kemiska sammansättning under användning. Studier på toxicitet hos smörjoljor baserade på syntetiska estrar av trimetylpropan och omättade fettsyror (Schmitz et al, 1997) har visat att vissa aromater såsom bensen, toluen, etylbensen och xylen bildas under användning genom oxidationsprocesser och inverkan av temperatur och tryck.

Enligt nedbrytningstester i akvatisk miljö har smörjoljor baserade på syntetiska estrar snabbare nedbrytning än sina mineraloljebaserade motsvarigheter och laboratorieexperiment har visat att produkterna bryts ner till stor del även i jord (Haigh, 1995). I fältförsök har det visats (Haigh, 1995) att smörjoljor baserade på syntetiska estrar bröts ned snabbare än mineraloljebaserade smörjoljor men inte lika snabbt som vegetabilisk olja. För alla produkter, inklusive den vegetabiliska, gick nedbrytningen långsamt och det tog ett år eller mer innan föroreningshalterna var tillbaka på naturlig nivå.

Då mineraloljebaserade 2-takts, 4-takts och hydrauliska smörjoljor jämfördes med motsvarande fettsyre-metylesterbaserade produkter med avseende på nedbrytning av naturliga tropiska mikrobiella samhällen (Mercurio et al, 2004(1)) hade samtliga vegetabiliska produkter snabbare nedbrytning än de mineralbaserade. Den vegetabiliska 2-takts-smörjoljan och hydrauloljan bröts ned mellan 55% och 83% på 14 dagar i 25-gradigt havsvatten medan de mineraloljebaserade motsvarigheterna knappt bröts ned alls under samma tid. Den långsamma nedbrytningen anses bero på att mikroberna inte förmår bryta ned olösliga

komplex blandningar (unresolved complex mixture, UCM) som var huvudbeståndsdel i mineraloljan.

Den kemiska sammansättningen av kolväten i smörjoljor är relativt okänd (Thomas et al, 1994), de består till stor del av olösliga komplexa blandningar av kolväten (UCM) som har låg vattenlöslighet och därför anses ha relativt låg toxicitet. Då dessa oxideras, i naturen eller i motorer, kan dock mer lösliga produkter såsom karboxylsyror och ketoner bildas, vilket ger ökad toxicitet (Thomas et al, 1994).

3.7 Is

Norrlandsälvarna är isbelagda en stor del av året och det är därför viktigt att beakta hur oljan sprids under is samt hur istäcket påverkar miljöeffekter av oljan.

3.7.1 Oljans beteende under is

I ett rinnande vatten där is har bildats längs stränderna kan isen fungera som strandskydd och förhindra att oljan fastnar. Om vattendraget har ett fast istäcke kommer oljan att hållas kvar under isen om strömningshastigheten i vattnet inte överskrider cirka 0,04 m/s (Forsman, 1997). Eftersom isen oftast har lägre densitet än olja flyter oljan som ett skikt mellan vatten och is och ansamlas i håligheter med tunnare is, till exempel under snöfläckar. Den kan också blandas med issörja och frysas in i isflak. Avdunstningen under isen är begränsad och andra nedbrytnings- och åldringsprocesser hämmas av den låga temperaturen.

Fingas & Hollebone (2003) sammanfattar resultat av studier rörande oljans beteende i kalla miljöer. De utvärderar spridningsmodeller för olja på is, under is, i snö, i issörja och bland isblock. För oljespridning under is, den situation som kan bli aktuell vid ett oljeläckage från en vattenkraftstation, kommer topografin på isens undersida till stor del påverka var oljan hamnar. Efter att oljan stigit upp till isen kommer den att spridas systematiskt och fylla den närmaste håligheten innan den "svämmar över" till nästa. Även strömningshastigheten påverkar. Vattenhastigheter över 0,2 m/s har i labtester visat sig kunna dra med sig olja från håligheter. Olja som fastnat i håligheter fryses in när isen tillväxer för att sedan komma fram igen till våren genom att vandra uppåt genom sprickor eller när isen smälter.

3.7.2 Påverkan på biologiska effekter

Istäckta stränder kan skyddas och is i kombination med strömmande vatten kan ha en rengörande effekt på en nedsmutsad strand. Kylan och isen innebär dock oftast bara att föroeningen och skaderisken konserveras till våren (Forsman, 1997).

Biologiska effekter från ett oljeläckage under is misstänks kunna öka på grund av att lätt förångade fraktioner inte lika lätt avdunstar från oljan och då istället kan lösas i vattnet. Dock gör de låga temperaturerna att oljekomponenterna är mindre lösliga i vattnet samt att vattenorganismerna metaboliserar långsammare och därmed skulle ta upp mindre av oljan. Få studier finns av oljeläckage i nordligt belägna vattendrag. Miller et al (1986) omnämner olika experiment utförda i norra Canada. Ett utsläpp på 225 liter råolja till en bäck orsakade en minskning bland olika typer av makrovertebrater på 50-100 %. Ett år efter spillet fanns inga spår av olja i sedimenten, och mängden biomassa var återställd, dock inte biodiversiteten. I ett annat försök där oljeindränkta stenar lades på botten av ett antal bäckar och floder observerades en ökning av påväxtalger som levde av näringsämnen som mineraliserats från den lätta råoljan, en ökning av vissa evertrebrater och en dramatisk ökning av andra.

Miller et al (1986) släppte ut 27,2 respektive 18,8 liter olja i en arktisk och en subarktisk bäck strax efter att bäckarna frusit till och det visade sig att evertebraternas drift ökade efter utsläppet. Även tillväxten av evertebrater på oljeindränkta stenar på botten under isen undersöktes och för dessa var kolonisationen signifikant lägre än för referenserna. Gemensamt för alla försök är en minskning av totala densiteten samt artrikedomen hos evertebraterna, där fjädermygglarver funnits särskilt känsliga, och en ökning av påväxtalger i vatten med mindre turbulens.

3.8 Undersökning av spridning och fastläggning av oljeutsläpp

I Sverige är det förbjudet att göra ett avsiktligt oljeutsläpp för att studera förloppet. För att undersöka vad som händer med oljan vid ett utsläpp kan alternativa metoder användas. Här beskrivs principiellt de undersökningar som granskats som alternativ för att öka kunskapen om vad som händer med oljan i älven.

3.8.1 Matematisk modellering av oljeutsläpp

Modeller har i flera fall använts för att uppskatta transport och fastläggning av olja i vattendrag (Cronk et al (1990), French McCay (2003)). För att bedöma möjliga långsiktiga miljöeffekter av ett läckage är till exempel sedimenterad olja av intresse. Att ta bottenprover i stora flodsystem kräver enorma resurser, så där är modellering ett bra redskap. Det är även ofta av intresse, till exempel för vattenverk, att förutspå hur snabbt en förorening rör sig nedströms. Koncentrationer i vattenfas kan ge ledning för att bedöma ekologiska effekter.

En datasimulering av oljeutsläpp med hjälp av en matematisk modell bör kunna användas för att få en bild av ett oljeläckages spridning, på yta och i vattenpelaren, för att via erhållna koncentrationer bedöma möjlig miljöeffekt utgående från litteratur. Modellen bör ta hänsyn till kriterier som älvens storlek, utsläppets storlek, temperatur.

Shen et al (1988) har utvecklat en modell för oljespridning i vattendrag där många viktiga processer såsom advektion, mekanisk spridning, avdunstning, lösning, dispergering, diffusion och sedimentering tas med i beräkningen. Modellen kan användas för att simulera oljeutsläpp för specifika geometrier och bedöms kunna ge en uppfattning om spridningsvägar och öde för ett oljeläckage även om inte data finns för att validera resultaten.

3.8.2 Bottenfaunaprovtagning

De bästa indikatorerna för polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är musslor, som saknar enzymen p-450 som ryggradsdjur använder för att bryta ned PAH-er. Musslor lagrar alltså dessa ämnen och kan därmed användas för att undersöka om man har någon belastning av olja. Provtagning av musslor uppströms och nedströms misstänkt föroreningskälla skulle kunna tänkas påvisa påverkan av oljeläckage men halten i sig går inte att relatera till någon miljöeffekt (Fejes, pers. komm.). En svårighet med metoden är att hitta lokaler där musslor kan finnas. Om vattendraget inte är inventerat görs detta genom att fråga folk som bor vid älven eller via annons i lokaltidning. De musslor som skulle kunna vara aktuella för provtagning är stor dammussla, flodpärlmussla eller ärtmusslor och i den älv som var aktuell för provtagning finns endast ärtmussla i huvudfåran (Svensson, pers. komm.). Denna bedömdes som för liten för att en studie skulle kunna genomföras under rimliga betingelser.

3.9 Miljöklassificering och tester

I detta avsnitt beskrivs de verktyg som används vid bedömning av en turbinoljas miljöpåverkan.

3.9.1 Test av ekotoxicitet

Ekotoxicitetsstudier på olika organismer, vanligen, alger, kräftdjur och fiskar, kan göras med hjälp av vattenlöslig fraktion (Water Accomodated Fraction, WAF) eller olja-i-vatten-dispersioner. I tabell 3.3 förklaras några parameterar som förekommer inom ekotoxikologin.

Tabell 3.3 Ekotoxikologiska parametrar.

Parameter	Betydelse	Förklaring
E_bC_{50}/E_bL_{50}	Effect on biomass (b) based on Concentration/Loading rate Effekt på biomassa (b) baserat på koncentration/dos	Den koncentrationen av en substans som minskar biomassan av algceller med 50 % jämfört med ett kontrollprov på en given tid
EC_{50}/EL_{50}	Effective concentration/loading rate Effektkoncentration/dos	Den koncentration av en substans som påverkar 50 % av en population på en given tid.
E_rC_{50}/E_rL_{50}	Effect on growth rate (r) based on Concentration/Loading rate Effekt på tillväxt (r) baserat på koncentration/dos	Den koncentrationen av en substans som minskar tillväxten av algceller med 50 % jämfört med ett kontrollprov på en given tid
IC_{50}	Inhibitory Concentration	Den koncentration av en substans som 50 % av en population på en given tid den koncentration av ett substans som krävs för att hämma 50 %
I_bL_{50}	Inhibition on biomass (b) based on Concentration/Loading rate Hämning på biomassa (b) baserat på koncentration/dos	Den koncentrationen av en substans som hämmar tillväxten av algceller med 50 % jämfört med ett kontrollprov på en given tid
I_rL_{50}	Inhibition on growth rate (r) based on Concentration/Loading rate Hämning på tillväxt (r) baserat på koncentration/dos	Den koncentrationen av en substans som hämmar biomassan av algceller med 50 % jämfört med ett kontrollprov på en given tid
$LC_{50}/LL_{50}/LD_{50}$	Lethal Concentration/Loading rate/Dose Dödlig koncentration/dos	Den koncentration/dos av en substans som dödar 50 % av en population på en given tid.
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration Lägsta observerad effektkoncentration	Den lägsta koncentration som ger en specifik effekt
NOEC/NOEL	No Observed Effect Concentration/Level	Den högsta koncentrationen/dosen av ett ämne som inte ger någon effekt organismer/djuret

3.9.2 Nedbrytbarhetstester

Det finns olika sätt att testa den biologiska nedbrytbarheten (Battersby, 2000). Testet CEC L-33-A-93 är ett mått på primär bionedbrytbarhet, förlusten av $-CH_2-$ grupper från oljan. 80 % nedbrytbarhet på 21 dagar brukar användas som gräns för att ett ämne ska anses som lättnedbrytbar. God primär nedbrytbarhet följs ofta av god fullständig nedbrytning, mineralisering, för oljeprodukter. I vissa fall kan dock CEC-testet överskatta nedbrytbarheten, särskilt när det gäller estrar framställda av mycket förgrenade alkoholer eller syror. Därför rekommenderas det att i största möjliga mån testa den fullständiga nedbrytningen, som ges av formel 3.4 (Pagga, 1997). Det vanligaste testet för detta är OECD 301-metoderna (301B för smörjoljor) där måttet på bionedbrytningen ges av den procentuella avgången av CO_2 jämfört med den teoretiskt maximala som ges av innehållet av löst organiskt kol, DOC.



Många smörjmedel, speciellt de mineraloljebaserade, är inte lätt nedbrytbara. Det är då av intresse att undersöka om de har potential att brytas ned vilket kan göras med modifierade nedbrytningstester där man till exempel förexponerar mikroorganismerna, förlänger testperioden och/eller andelen mikroorganismer i förhållande till testsubstansen.

3.9.3 Kriterier

Enligt Kemikalieinspektionens föreskrifter (KIFS 2005:7) om klassificering och märkning av kemiska produkter anges kriterier för vattenmiljö enligt tabell 3.4

Tabell 3.4 Kriterier och riskfraser för ämnen i vattenmiljö, toxicitet för vattenlevande organismer (KIFS 2005:7).

Akut toxicitet/riskfras	Mycket giftigt, R50	Giftigt, R51	Skadlig, R52	Låg giftighet
96 timmar LC_{50} (mg/l) (för fisk)	≤ 1	1 - 10	10 - 100	>100
48 timmar EC_{50} (mg/l) (vattenloppa (<i>Daphnia</i>))	≤ 1	1 - 10	10 - 100	>100
72 timmar IC_{50} (mg/l) (för alger)	≤ 1	1 - 10	10 - 100	>100

I svensk standard SS 15 54 34, Hydraulvätskor – krav och provtagningsmetoder finns tillägg som krävs för att en hydraulvätska skall få betecknas som miljöanpassad. Det innebär att

- kemiska ämnen med allergiframkallande egenskaper ej får ingå med en masshalt ≥ 1 % och att allergiframkallande ämnen med en masshalt $\geq 0,01$ % skall anges i varuinformationsbladet.
- kemiska ämnen som ingår med masshalter ≥ 5 % skall ha en akut akvatisk toxicitet med värdet $EC_{50}/LC_{50}/IC_{50} > 100$ mg/l.
- kemiska ämnen med $EC_{50}/LC_{50}/IC_{50} < 1$ mg/l tillåts maximalt i en masshalt av sammanlagt 1 %.
- kemiska ämnen med 1 mg/l $< EC_{50}/LC_{50}/IC_{50} < 100$ mg/l tillåts maximalt i en masshalt av sammanlagt 5 %.
- den biologiska nedbrytbarheten för kemiska ämnen, i masshalter > 5 %, med en löslighet i vatten ≤ 100 mg/l vid $20^\circ C$ ska vara > 60 % inom 28 dygn enligt standardiserad provtagningsmetod (OECD 301 B–D, F)

Metoden CEC-L-33-A-93 kan accepteras om uppgifter finns på kvoten BOD/COD. Den biologiska nedbrytbarheten ska vara > 70 % och BOD/COD > 0,5.

- den biologiska nedbrytbarheten för kemiska ämnen, i masshalter > 5 %, med en löslighet i vatten > 100 mg/l vid 20°C ska vara > 70 % inom 28 dygn enligt standardiserad provtagningsmetod (OECD 301 A, E)

3.9.4 Resultat för turbinoljor

För basvätskorna i de turbinoljor som Vattenfall använder har värden enligt tabell 3.5 uppmätts.

Tabell 3.5 Testresultat för ekotoxicitet för basvätskor till turbinoljor, mineralolja eller syntetisk ester.

Parameter/basolja	Mineralbasolja	Syntetisk ester
96 timmar LL ₅₀ (mg/l) (fisk)	>1000	
48 timmar LL ₅₀ (mg/l) (hoppkräfta)		>1000
96 timmar I _r L ₅₀ /I _b L ₅₀ (mg/l) (alger)	>1000	
E _r L ₅₀ /E _b L ₅₀ (mg/l) (alger)		>1000
NOEL (mg/l) (vattenloppa)	> 1000	
NOEL (mg/l) (alger)		550

De mineraloljebaserade turbinoljorna, TU68 samt Turbway 68 beskrivs som ha försumbar vattenlöslighet och deras förväntade LC₅₀/EC₅₀ värde är över 100 mg/l, det vill säga, de betraktas som ej skadliga för akvatiska organismer. TurbWay 68 och TU68, innehåller båda komponenter som kan bioackumuleras det vill säga deras log (K_{ow}) > 3. Ingen av mineraloljorna uppfyller kraven för lätt nedbrytbarhet enligt CEC-testet för primär nedbrytbarhet eller OECD 301B för fullständig nedbrytbarhet men anses potentiellt bionedbrytbara (Concawe, 1997). Oljan flyter på vattnet och kan därmed orsaka fysiska skador på organismer och störa syretransporten mellan luft och vatten (Statoil, 2005).

Förväntade LC/EC50 värden för Turbway SE är över 100 mg/l, den betraktas som ej skadlig för akvatiska organismer. Turbway SE förväntas inte bioackumuleras. Nedbrytbarheten är över 60 % på 28 dygn i OECD 301B vilket innebär att den klarar gränsen för lätt nedbrytbarhet. TurbWay SE betecknas som miljöanpassad enligt kraven för miljöanpassad hydraulolja (SP, 2007). En oljefilm som flyter på vattenytan kan orsaka fysiska skador på organismer och störa syretransporten mellan luft och vatten (Statoil, 2005).

4 OLJEUTSLÄPP

Oljeläckage till limniska ekosystem och dess effekter på miljön har fått betydligt mindre uppmärksamhet än utsläpp i marina ekosystem trots att cirka 28 % av tillförseln av petroleumkolväten till havet kommer från floder, vilket talar för att det finns en betydande kronisk förorening av sötvatten. I en sammanställning gjord av Pettersson och Broman (1990) bedöms tillförseln av petroleumbaserade kolväten till svenska kustvatten till mellan 5 och 16 tusen ton per år, och över hälften uppskattas komma via vattendrag och atmosfäriskt nedfall.

4.1 Källor i Sverige

Utsläpp från landbaserade källor bedöms stå för över hälften av den olja som når havet (Räddningsverket, 2004) och de viktigaste landbaserade källorna är otillräckligt renat kommunalt avloppsvatten och dagvatten, otillräckligt renat avloppsvatten från industrier längs kuster och vattendrag, utsläpp från normal drift eller olyckor vid raffinaderier, petrokemisk industri, oljeterminaler, flyktiga petroleumkolväten från industrier, raffinaderier, oljeterminaler, bensinstationer och trafik och olyckor i samband med transporter, bränder, läckage i rörledningar med mera.

4.1.1 Utsläpp

I Räddningsverkets (2005) analys av miljöhändelser i vattenmiljö i Sverige beskrivs framförallt utsläpp av större mängder petroleumprodukter i känslig miljö som potentiella att ge allvarligare miljöskador. Statistiken bygger på material från räddningstjänst och kustbevakning, rapporter från miljöinspektörer och annan tillgänglig litteratur. Mellan år 1996 och 2003 är bensin, diesel och övriga petroleumprodukter såsom exempelvis hydraulolja, smörjolja, spillolja, motorolja, växellådsolja, tjära och transformatorolja, de ämnen som står för flest totalt antal utsläpp samt flest antal utsläpp större än 500 liter (cirka 1000/år). Utsläpp av storleken 10-30 m³ sker i medeltal 15-20 gånger per år.

Tabell 4.1 visar en sammanställning av utsläpp av oljeprodukter till vattendrag från olika utsläppskällor. För tidsperioden ligger det totala utsläppet i medeltal på 83 000 liter petroleumprodukter per år. Knappt 60 % var 'övriga petroleumprodukter'. Utsläppskällorna som dominerade var vägtrafik, bensinstationer och annat (lager, lastning och lossning mm). Det bör observeras att detta är utsläpp som observerats som händelser/olyckor och alltså inte totala emissioner, där kontinuerliga läckage, avloppsvatten med mera tillkommer.

Tabell 4.1 Inträffad spridning till vattendrag för olika oljeprodukter år 2000-2003. Antal liter utsläppt ämne per utsläppskälla och år (Räddningsverket, 2005).

Utsläppskälla	Övriga petroleumprodukter	Diesel	Bensin	Totalt
Industri	14345	21394	0	35739
Vägfordon	80597	11274	12833	104704
Fartyg	3741	17296	27	21064
Bostad	0	3217	0	3217
Bensinstation	75000	500	95	75595
Annan	24162	66000	2040	92202
Totalt	197845	119681	14995	332521
Medel/år	49461	29920	3749	83130

4.1.2 Diffusa källor

Det är osäkert hur mycket olja och oljeprodukter som årligen släpps ut i Östersjön. De uppskattade men osäkra siffrorna varierar från cirka 35 000 ton per år till möjligen upp till 100 000 ton per år (SNF, 2007). Oljeutsläpp från fartyg eller oljeplattformar svarar för den mest uppenbara och dramatiska tillförseln av olja, men de diffusa källorna, tillförsel via floder, utsläpp av dagvatten och atmosfäriskt nedfall svarar för mer än 80 procent av den totala årliga tillförseln. Enligt liknande osäkra uppskattningar kommer 14000-25000 ton kolväten per år från vattendrag ut i Östersjön.

Utsläppen från de 600 000 utombordsmotorer som finns i Sverige uppgår till cirka 15 000 ton kolväten per år (SNV, 2007). Tvåtaktsmotorer släpper ut omkring en fjärdedel av bränslet oförbränt och dessutom smörjolja, 2 liter per 100 l bensin.

4.2 Oljeläckage från vattenkraftverk

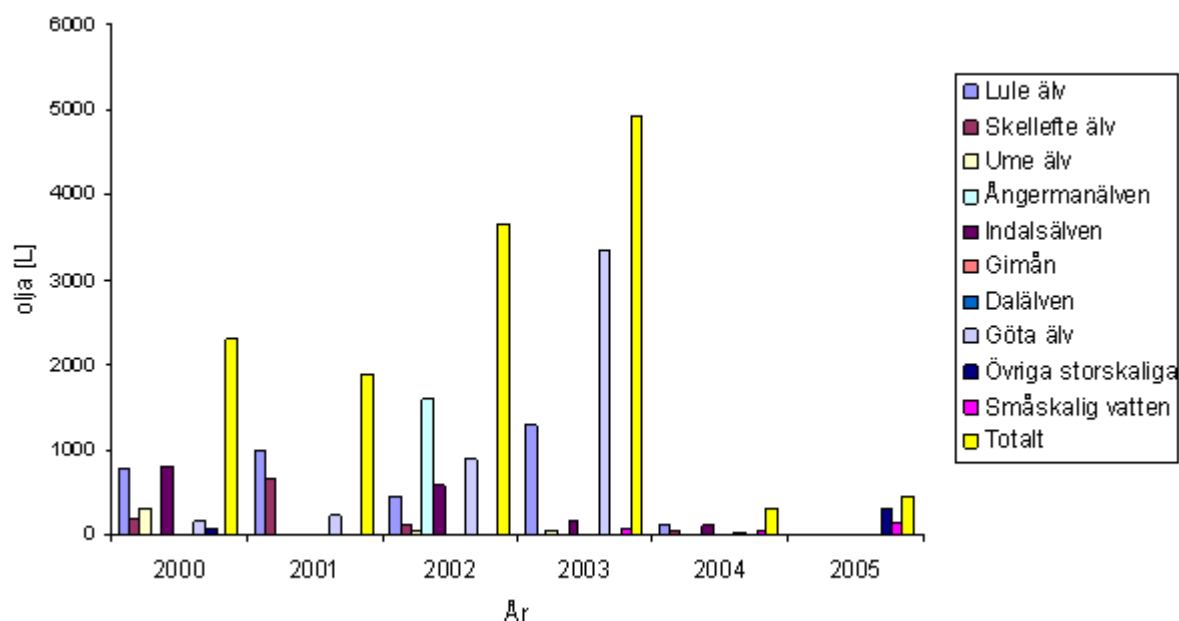
Enligt en genomgång av smörjmedel gjord av Ahlbom och Duus (1992) förbrukas i medeltal cirka 180 000 m³ smörjmedel om året i Sverige, av denna mängd utgör turbinoljorna cirka 1300 m³, knappt 1 %. Enligt miljösammanfattningar för svenska vattenkraftbolag sker varje år ett par utsläpp av olja till vattendrag. Även i USA och Canada har man nyligen uppmärksammat problemet med oljeläckage från vattenkraftverk efter att läckage på 500-3000 liter inträffat.

4.2.1 Oljebalans

All olja som kommer in samt lämnar vattenkraftstationen protokollförs. Skillnaden mellan mängden olja som fylls på i systemet och som samlas upp i oljeavskiljare och trasor ger oljebalansen, det vill säga hur mycket olja som läckt ut från kraftstationen till vatten. Tabell 4.2 visar en sammanställning av oljebalanser från Vattenfalls kraftverk i de större utbyggda svenska älvarna samt från småskaliga kraftverk tillsammans med målen för utsläpp respektive år. I figur 4.1 kan trenden studeras.

Tabell 4.2 Utsläpp av olja till vatten från Vattenfalls vattenkraftverk, åren 2000-2005.

Utsläpp av olja till vatten(L)	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Totalt
Lule älv	780	973	439	1293	100	2	3587
Skellefte älv	185	671	103	0	40	0	999
Ume älv	300	0	50	35	0	1	386
Ångermanälven	1	0	1600	0	0	0	1601
Indalsälven	800	0	580	163	110	0	1653
Gimån	0	0	0	0	0	0	0
Dalälven	10	3	0	10	5	0	28
Göta älv	154	230	888	3350	20	0	4642
Övriga storskaliga	72	0	0			317	389
Småskalig vatten				62	40	129	231
Totalt	2302	1877	3660	4913	315	449	13517
Mål utsläpp		1552	1517	1157	2500	2000	



Figur 4.1 Utsläpp av olja från Vattenfalls vattenkraftverk till älv, åren 2000-2005.

4.2.2 Haveriet i Laxede

På eftermiddagen den 10 oktober 2003, klockan 15 upptäcktes ett oljeutsläpp från Laxede kraftverk i Luleälven. Räddningstjänsten och miljökontoret vid Bodens kommun meddelades genast och räddningstjänsten inledde saneringsarbetet klockan 15:30. Först lades länsar ut i Harads, cirka 16 km nedströms Laxede men denna läns fungerade inte tillfredsställande och ytterligare läns lades ut i Svartlå, 15 km längre ned. Oljeutsläppet misstänktes komma från det aggregat som för tillfället var i drift, G3, och därför stängdes detta klockan 17:00. Klockan 18:30 upptogs elproduktion på aggregat 1. Fördjupad inspektion av G3 visade att utsläppet inte kommit därifrån utan från aggregat G2 som var avställt för revision. Reparationerna gjorde det omöjligt att fastställa storleken på oljeläckaget, men det uppskattades till maximalt 2000 liter. Bild på älven vid olyckstillfället visas i figur 4.2.

Oljebältet sträckte sig cirka 3,5 mil som längst och hade samlats i vikar och lugnvatten. Med hjälp av länsar och absorptionsmedel, torv, samlades all synlig olja upp och flödena höjdes i älven under cirka ett dygn för att spola rent kvarvarande fläckar. Den 24 oktober avslutades saneringsarbetet efter att man konstaterat att ingen olja fanns på stränder eller i vattnet. Luleå kommun stängde vattenverket i 11 dagar som en försiktighetsåtgärd.



Figur 4.2 Oljeförorening i Luleälven efter utsläppet i Laxede, oktober 2003.

Efterföljande utredning visade att två fel orsakat oljeutsläppet. I samband med reparationsarbeten hade olja från reglersystemet läckt ut på turbinlocket och därefter via ett foderrör pumpats ut i älven. Kraftverket hade en gammal konstruktionslösning där turbinlockets pump var ansluten till foderröret istället för till en läckvattengrop med oljeavskiljning. Detta i samverkan med missförstånd i kommunikationen mellan två inhyrda entreprenörer ledde till att 893 liter olja av typen TU68 läckte ut i älven. Den utsläppta oljan detekterades inte av något larm. Inledningsvis fick räddningstjänsten inte relevant information om oljans egenskaper och mängd vilket gjorde att många spekulationer och missuppfattningar uppkom.

Länsstyrelsen i Norrbottens län (2003) bedömde att den största miljömässiga faran med utsläppet var risken att fåglar utsattes för olja i älven. Cirka 100 svanar och 200 andfåglar; storskrake (75 %), knipa, gräsand, kricka, bläsand och kanadagås observerades i området nedströms Laxede men man kunde inte bedöma hur många som blivit exponerade för oljan och eftersom arterna är vanligt förekommande i länet sågs ingen risk för långsiktig påverkan på populationerna.

Eftersom oljan i huvudsak transporterades i älvens huvudströmfåra trodde man inte att strandzonerna och skyddade vikar blev så utsatta. Där skulle oljan kunnat bli kvar i sediment och påverka bottenfauna och vegetation eftersom rådande väderförhållanden talade för en låg avdunstning och långsam nedbrytning av eventuella oljerester. Hösten bedöms dock som en relativt okänslig period för ekosystemet. Den höga vattenomsättningen i Luleälven talar för en snabb utspädning och borttransport av oljan och man bedömer det som föga troligt att några mätbara skador, på kort eller lång sikt, uppkommit av utsläppet. Vinden hade betydelse för oljans rörelse i området och verkade denna gång till förmån för saneringen.

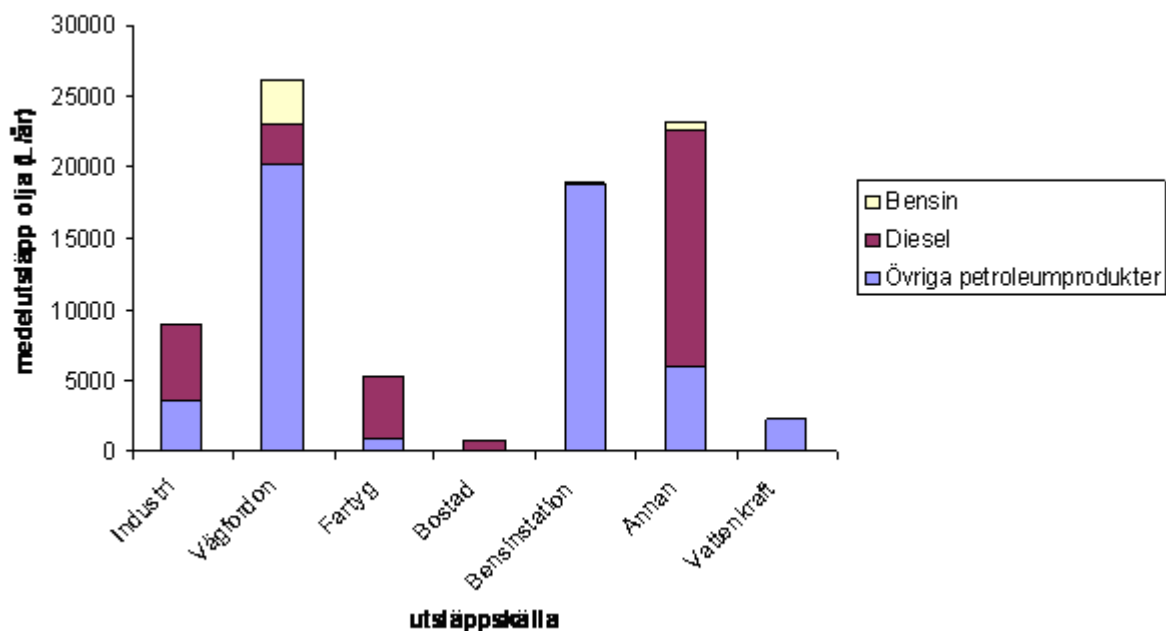
Länsstyrelsen påpekade dock att man ser allvarligt på oljeutsläpp i älven och att ett utsläpp under våren skulle kunna få allvarigare konsekvenser på häckande sjöfåglar, lekande fisk och känsliga yngelstadier. Hade läckaget skett då älven var istäckt hade det varit svårt att upptäcka och sanera oljan. Man ansåg att mängden turbinolja som används vid vattenkraftanläggningarna i Luleälven utgör en risk för att vattentäkter kan kontamineras och därmed ett hot mot färskvattenförsörjningen i Lule älvdals kommuner. Man såg också en fara för den totala belastningen på älven och var kritiska till bristerna i övervaknings- och larmsystemet i oljesystemets kritiska punkter.

4.3 Jämförelse mellan vattenkraft och övriga källor

Vattenfalls statistik på oljeläckage till vatten jämförs i tabell 4.3 med sammanställningen av utsläpp av petroleumprodukter gjord av Räddningsverket (2005) för att få ett mått på utsläppens storlek i förhållande till andra källor. Figur 4.3 visar medelutsläpp per år för olika petroleumprodukter och utsläppskällor. Jämfört med totala medelutsläpp per år (inklusive bensin och diesel) utgör Vattenfall vattenkrafts oljeutsläpp cirka 2,6 %. Kommenteras bör att mängderna i räddningsverkets data förmodligen underskattar vissa utsläpp eftersom denna statistik endast bygger på inrapporterade utsläpp och att det för flera händelser inte fanns mängder angivna. Om tillförsel från vattendrag till svenska kustvatten antas vara i storleksordningen 4000 ton/år, enligt de uppskattade siffrorna som beskrivs i tidigare stycken, utgör de totala dokumenterade utsläppen från punktkällor (tabell 4.3) cirka 2 % och bidraget från Vattenfalls vattenkraftverk cirka 0,06 %.

Tabell 4.3. Spridning till vattendrag av petroleumprodukter från olika källor. Medelutsläpp i liter/år för 2000-2005 (Vattenfall Vattenkraft), respektive 2000-2003 (övriga).

Utsläppskälla	Övriga petroleumprodukter	Diesel	Bensin	Totalt	Andel
Industri	3586	5349	0	8935	10,5%
Vägfordon	20149	2819	3208	26176	30,7%
Fartyg	935	4324	0	5259	6,2%
Bostad	0	804	7	811	0,9%
Bensinstation	18750	125	24	18899	22,1%
Annan	6041	16500	510	23051	27,0%
Vattenkraft	2253	0	0	2253	2,6%
Totalt	51714	29920	3749	85383	100,0%



Figur 4.3 Medelutsläpp per år av petroleumprodukter från olika källor.

4.4 Fallstudier av oljeutsläpp i vattendrag

I USA rapporterades mellan 1979 och 1986 179 fall av oljeutsläpp i sötvatten och i hela världen 367 för samma period (Cronk et al, 1990). Majoriteten av utsläppen hade volymer på under 100 m³. Mellan 1974 och 1980 inträffade 25 stycken utsläpp på mer än 189 m³, med medelvolymer på 344 m³. Utsläppet på 2700 m³ diesel till Ohio River 1988 var det femte största utsläppet till insjöar och vattendrag någonsin i USA.

Crunkilton och Duchrow (1990) sammanfattar långsiktiga effekter på evertibratsamhället i en bäck i Missouri, USA, efter ett utsläpp av 1,5 miljoner liter råolja. Utsläppet skedde i augusti 1979 till följd av ett haveri på en oljeledning. Sex stycken sifondammar, utspridda 4 km nedströms ledningen, användes för att fånga upp den flytande oljan. Bäckens basflöde på 0,03 m³/s och den utsläppta oljan motsvarade cirka 6 % av vattenmängden för den påverkade sträckan, vilket räknas som ett stort utsläpp (Crunkilton & Duchrow, 1990).

Uppskattningsvis 42000 fiskar dog som en akut följd av utsläppet. 25 dagar efter utsläppet var antalet vatteninsekter, kräftdjur, maskar, sniglar, musslor och andra bottendjur lägre än 0,1 % av det förväntade. Vissa arter försvann från området i nio månader och diversiteten låg under minimum för oförorenade referenser i 11 månader. Olja var synlig i sediment i 453 dagar efter utsläppet. En orsak till det försenade återhämtandet ansågs vara att reproduktionen på hösten är begränsad av låga temperaturer samt att sensommar och höst är perioder med låga flöden. Ökad volym vatten, såsom till exempel vid vårfloden, bidrog positivt till återhämtningen.

Den 28 november 2000 släppte ett tankarfartyg ut 1925 ton råolja i Mississippifloden. 35 km av den ena flodbanken kontaminerades och oljeskimmer kunde ses så långt som 70 km från utsläppsplatsen (Michel et al, 2002). Insatser genomfördes snabbt för att minska spridning av utsläppet samt samla upp olja med hjälp av länsar och skimmers. De sista reningsinsatserna avslutades 84 dagar efter utsläppet. Uppskattningsvis samlades 60 % av oljan upp, 30 % avdunstade och resterande 10 % (204 ton) blev kvar i naturen.

Flera av studierna drar slutsatsen att storleken på skador som uppkommer på strömmande vattendrag efter oljeutsläpp är varierande och komplexa och beror av den kemiska sammansättningen på oljan, mängden på utsläppet och egenskaperna hos vattendraget och dess biota. Generellt gäller att större volymer olja gör större skada än små och att små vattendrag är känsligare än stora. Tunga oljor är mer persistenta men innehåller färre lösliga komponenter som kan ge toxiska effekter. Oljeolyckor vid en tidpunkt av låga flöden riskerar att orsaka större skada samtidigt som turbulent flöde ger ökad dispersion och spridning av oljan. Större flöden har dock visat sig (Crunkilton & Duchrow, 1990) ha positiva effekter på återkolonisering både genom att föra bort olja från sediment och tillföra biota från uppströms områden.

5 VATTENFALLS ARBETE INOM OLJEFRÅGAN

I detta kapitel beskrivs hur Vattenfall Vattenkraft jobbar med oljeskydd. I detta sammanhang är det viktigt att veta vilken lagstiftning man har att förhålla sig till och därför följer en genomgång av de lagar och förordningar som berör oljefrågan inom vattenkraften.

5.1 Lagar och andra krav

Det finns flera miljörelaterade lagar, förordningar och föreskrifter som är aktuella när det gäller olja i vattenkraftverk och i detta avsnitt redovisas de viktigaste. Vattenfall Vattenkraft ser till att kontinuerligt hålla sig uppdaterad på ändringar inom miljölagsområdet.

5.1.1 Vattenverksamhet

Enligt Olvstam (pers. komm.) är all verksamhet kopplad till en vattenkraftstation att betrakta som vattenverksamhet enligt 11 kapitlet MB, även om delar av den faller under definitionen av miljöfarlig verksamhet (9 kap 1 § MB). I förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd finns en lista över allt som är anmälningspliktigt (C) och tillståndspliktigt (A, B). Allt annat som faller under definitionen av miljöfarlig verksamhet är så kallad U-verksamhet. Vattenkraft är inte med i ABC-listan och det är Olvstams (pers. komm.) bedömning att miljöfarliga delar av ett vattenkraftverk inte ens är U-verksamhet.

Länsstyrelsen är som huvudregel tillsynsmyndighet för vattenverksamhet samt för A- och B-verksamheter. Kommunen ansvarar för tillsynen av alla C-verksamheter och U-verksamheter. Ibland kan också kommunen få delegation på att vara tillsynsmyndighet för sådant som länsstyrelsen normalt sköter. Kommunen har alltså inget tillsynsansvar för ett vattenkraftverk. Det finns två domar från miljööverdomstolen som säger att kommunen inte har rätt att ta ut tillsynsavgift för tillsyn av ett vattenkraftverk (Miljööverdomstolen, 2007) vilket överrensstämmer med bedömningen av att vattenkraftverk inte skall betraktas som miljöfarlig verksamhet. Miljödomstolen vid Umeå tingsrätt har kommit till samma slutsats angående ett mål om tillsynsavgift i samband med utsläpp av olja vid Laxede kraftverk (Miljödomstolen, 2007).

5.1.2 Hänsynsregler

Alla verksamhetsutövare är skyldiga att följa miljöbalkens hänsynsregler i 2 kap. Viktigast är kunskapskravet (2 §) försiktighetsprincipen (3 §) samt produktvalsprincipen (4 §). Paragraferna innebär att man är skyldig att vidta skyddsåtgärder så snart något kan antas vara farligt för hälsa eller miljö. Genom kunskapskravet tvingas man ha god kunskap om sin verksamhet. Enligt produktvalsprincipen måste man använda den mest miljövänliga kemikalien i de fall det finns olika alternativ som fungerar lika bra.

5.1.3 Egenkontroll

I 26 kap. 19 § MB finns bestämmelser om egenkontroll. Dessa har utvecklats i förordning (1998:901) om egenkontroll, som gäller även för vattenkraftverk. Här utvecklas kunskapskravet så att det blir tydligt att man aktivt, genom egna undersökningar eller på annat sätt, måste söka kunskap om verksamhetens miljöpåverkan och risker samt fortlöpande planera och kontrollera verksamheten för att motverka och förebygga olägenheter. Här finns krav på goda rutiner och ansvarsbeskrivningar. I 6 § i förordningen hittas också skyldigheten att informera myndigheten när det hänt en incident.

5.1.4 Spillolja

Förordning (1993:1268) om spillolja avser begagnade mineraloljebaserade, vegetabiliska eller syntetiska oljeprodukter inklusive emulsioner, som varit avsedda att användas som smörjmedel, men som inte längre är tillåtna eller lämpliga att användas för sitt ursprungliga ändamål (2 §). Enligt förordningen får spillolja inte släppas ut till vatten (5 §) och den som under ett år genererar eller samlar in mer än 500 liter spillolja skall lämna uppgifter om denna hantering (8 §). Oljan som används i processer i ett vattenkraftverk är ej att betrakta som spillolja men det är däremot den som skiljs ut av oljeavskiljare samt samlas upp vid oljelådan.

5.1.5 Olyckor

I lagen (2003:778) om skydd mot olyckor beskrivs verksamhetsutövares skyldigheter att analysera risker och hålla beredskap för sådan olycka som kan orsaka allvarliga skador på människor eller miljö (2 kap. 4 §) samt att underrätta myndigheter om ett skadligt ämne släpps ut (2 kap. 5 §). I tillhörande förordning (2003:789) utvecklas informationskrav gentemot myndigheter i händelse av olycka (2 kap. 4 §).

I 29 kap. MB finns straffbestämmelser. 1 § specificerar att den som med uppsåt eller av oaktsamhet orsakar ett utsläpp som kan medföra en förorening som är skadlig för människors hälsa, djur eller växter eller någon annan betydande olägenhet i miljön döms för miljöbrott till böter eller fängelse i högst två år. Detta om inte förfarandet är allmänt vedertaget, har tillåtits av behörig myndighet eller med hänsyn till omständigheterna kan anses försvarligt.

I övrigt har Naturvårdsverket föreskrifter om skydd mot mark- och vattenförorening vid lagring av brandfarliga vätskor (NFS 2003:24). Föreskriften gäller för dieselbrännolja eller eldningsolja med en flampunkt över 55 °C eller spilloljor i öppna cisterner i mark som rymmer mer än 1 m³ vätska. Olvstam (pers. komm.) bedömer att den inte är tillämplig för turbinolja.

5.1.6 Gränsvärden

När det gäller utsläpp av olja finns inget generellt gränsvärde, halt i vatten, utan detta är något som tilldelas en specifik verksamhet när de ansöker om tillstånd att bedriva miljöfarlig verksamhet. Eftersom ett vattenkraftverk inte klassas som miljöfarlig verksamhet finns inga sådana bestämmelser att tillämpa. Här redovisas några lagar, förordningar och föreskrifter som innehåller gränsvärden för olja. Olvstam (pers. komm.) anser inte att man kan ta stöd i de här bestämmelserna när man ska värdera utsläpp av olja i en älv.

Naturvårdsverket (2007) redovisar riktvärden för halter i förorenat ytvatten. För oljeföroreningar finns endast ett kanadensiskt vattenkvalitetskriterium på 100 µg/l opolära alifatiska kolväten. Enligt förordning (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och

musselvatten får mineraloljebaserade kolväten inte finnas i sådana halter att de bildar synlig hinna på vattenytan.

I Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30, finns gränsvärden för när dricksvatten klassas som otjänligt. För polycykliska aromatiska kolväten (PAH) ligger värdet på 0,10 µg/l. Oljeföroening kan påverka lukt och smak hos vattnet, i detta fall klassas vattnet som otjänligt om lukt eller smak indikerar att vattnet är så förorenat att det inte skall användas som dricksvatten eller när en mycket stark lukt eller smak gör vattnet uppenbart motbjudande. Föreskriften säger vidare att även för en svag lukt eller smak skall orsaken till onormala förändringar alltid undersökas.

Gränsvärden för utsläpp av olja finns även i bestämmelserna om föroening från fartyg som finns i lag 1980:424 och förordning 1980:789. I 2 kap. 11 § i förordningen står att ett fartyg med ett godkänt övervaknings- och kontrollsystem för oljeutsläpp får ha ett oljeinnehåll i utflödet på 15 ppm.

5.2 Miljö- och riskanalys

Under 2005-2006 genomförde Vattenfall Vattenkraft en stor riskinventering i sina samtliga vattenkraftsanläggningar. En systematisk genomgång gjordes av anläggningstekniker med hjälp av checkfrågor sammansatta av en expertgrupp. Svaren utvärderades och risker värderades för varje specifik del. Sammanfattningsvis tittade man på vilka risker (om några) som värderats högt på flera anläggningar. Cirka 200 olika typer av risker identifierades (Ahlinder, pers. komm.) och en databas upprättades med över 2000 risker (specifika). Utifrån denna inventering jobbar nu Vattenfall med att till exempel förbättra sina instruktioner, utbildningar, hantering av kemikalier, avfall, med mera, samt bygga om och förbättra konstruktioner. Risker som klassats högt har hög prioritet för åtgärder.

5.3 Beredskapsåtgärder

Efter händelsen i Laxede genomfördes en rad åtgärder för att minska risken för ytterligare oljeläckage. Den gamla felaktiga konstruktionen byggdes bort och Vattenfalls samtliga större kraftverk inventerades för att hitta eventuella liknande konstruktioner. Oljelarm kontrollerades och tydligare rutiner och ansvarsgränser till och mellan entreprenörer upprättades.

För att förebygga läckage av olja ut till naturen har ett flertal åtgärder genomförts. Oljevolymerna har minskats och systemen fått en oljetätare design, i maskinstationerna förses luckor och golvbrunnar med kanter och lock som förhindrar att olja som läcker inomhus går ut till vattnet. Olja som läcker inuti kraftverket torkas upp och samlas i en miljöstation för avfall. De flesta potentiella utsläppspunkter är anslutna till oljeavskiljare för läckvatten och pumpgropar (se avsnitt 3.2.6). Oljevarnare av typen Leakwise har installerats i pumpgroparna.

Turbinens reglersystem som innehåller den största oljevolymen har både nivågivare och tryckgivare för övervakning av systemet. Givarna har olika larmnivåer som först ger en varningssignal och sedan stoppar turbinen. Turbinen stoppas om oljenivån blir onormalt låg i oljetanken eller om trycket i tryckklockan är onormalt lågt.

I varje kraftverk finns tydliga instruktioner där det klargörs vilka åtgärder som ska vidtas för att förhindra att ett oljeläckage kommer ut samt förebygga eventuella skadeverkningar. I varje kraftverk finns numer länsar samt absorptionsmedel och vid ett par älvar finns miljöcontainrar, innehållande läns, oljeuppsamlare, absorptionsmedel, pump och bensindrivet elkraftverk. Denna går att flytta för att sättas in var som helst efter älven. Tillsammans med

räddningstjänst har lämpliga länsplatser kring kraftverken upprättats och nedfarer för båtar har anlagts.

För att öka samarbetet mellan olika aktörer längs en älv har Vattenfall Vattenkraft i samarbete med andra kraftbolag, kommun och räddningstjänst ordnat miljödaggar med fokus på beredskap mot eventuellt oljeutsläpp. Olyckor kräver omedelbara och effektiva insatser och dessa miljödaggar är ett bra sätt att öka kunskapen om olika aktörers roller. Man har även anordnat beredskapsövningar för att förbättra nödlägesberedskap vid ett eventuellt oljeläckage.

5.4 Oljestrategi

Vattenfall Vattenkraft har tagit fram en oljestrategi (Vattenfall Vattenkraft, 2006). I denna konstaterar man att mineralolja är standard i Vattenfalls vattenkraftverk och att det med dagens kunskap inte är försvarbart att på lång sikt fortsätta med mineraloljor i vattenkraften. Vattenfalls oljestrategi konstaterar att nya miljöanpassade smörjmedel idag troligen kan ersätta mineraloljor i alla dess oljesystem med bättre teknisk och totalekonomisk prestanda, trots dyrare inköpskostnad. Under en 15 års period ska mineraloljan elimineras och ersättas successivt med huvudsakligen miljöanpassad olja men även delvis med vattenbaserad och vätskefri teknik. År 2025 ska inte något av Vattenfalls vattenkraftverk använda mineralolja. Under 2006 påbörjades arbete med att byta till oljefria Kaplannav i 22 aggregat vilket minskar oljemängden med 60-70 %.

6 RESULTAT AV SEDIMENTUNDERSÖKNING

Sedimentprover samlades in i Indalsälven under två dagar, 25-26 september 2007. Vädret var soligt och temperaturen låg på cirka 13°C båda fältdagarna. Prover togs på fyra platser, två stycken uppströms Järkvissle kraftstation och två stycken nedströms. I detta kapitel redovisas platserna för provtagning, resultat av analys av oljehalt (pentanextraherbara kolväten) och torrsbstans, samt referenser för bedömning av analysresultat.

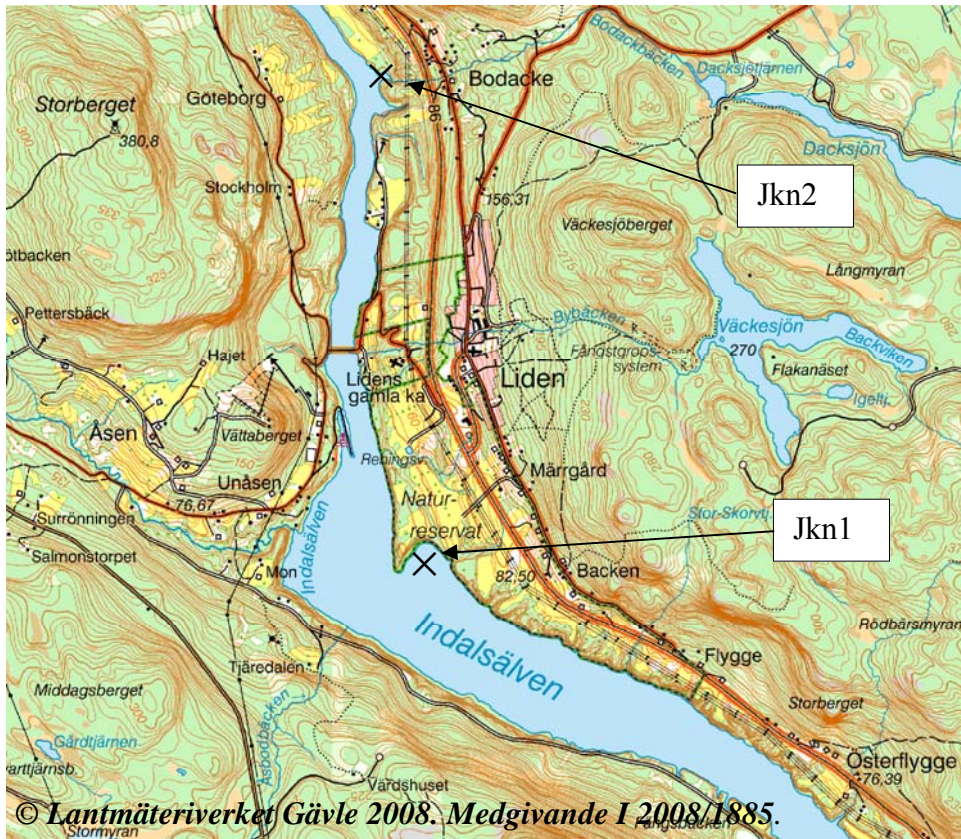
6.1 Provtagning

Nedströms Järkvissle, uppströms Bergeforsen, togs prover på två platser (figur 6.1). Det första provet, Jkn1, togs i en vik, bakom en udde, nedströms Lidenbron, cirka 16 km från Järkvissle kraftstation. Vattennivån i viken var relativt hög vid provtillfället. Intill strandkanten växte träd och botten närmast stranden bestod av sand. Samlingsprovet bildades från de tre proppar. Propparna var cirka 17 cm långa och hade ett grått leraktigt material, något uppblandat med sand, förutom det övre lagret (1-2 cm) som bestod av brunt material, dy eller gyttja. Proverna togs från mellan 4 m och 5 m djup.

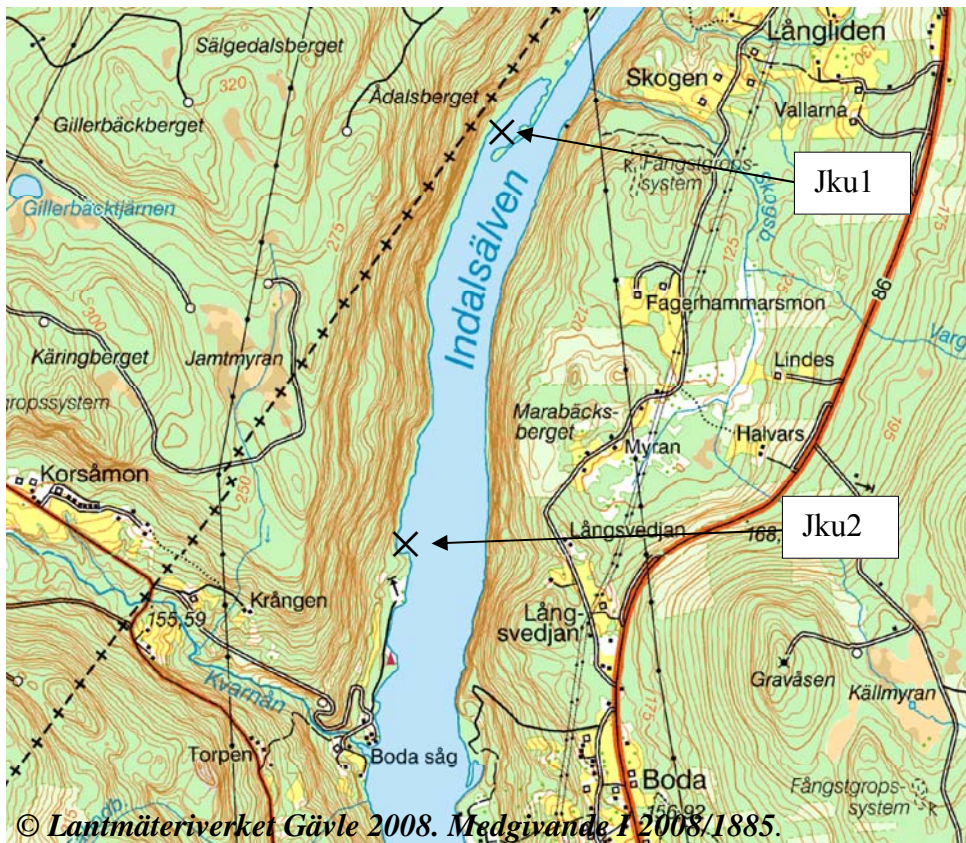
Det andra provet, Jkn2, togs i en vik där Bodackebäcken rinner ut i Indalsälven, cirka 12 km nedströms kraftstationen. Viken var liten och någorlunda skyddad med en grundare zon i linje med älvfåran. I vattnet växte en mindre mängd sjöväxter. Djupet varierade mellan 4m och 6m och fyra proppar togs upp till samlingsprovet. Sedimenten hade högre vattenhalt än i de förra proverna och lagret med dy-gyttja var 3-4 cm tjockt. I en av propparna innehöll det översta lagret en del icke nedbrutet organiskt material.

Uppströms Järkvissle, innan Hölleforsen, togs prover på två platser (figur 6.2). Bolundsviken, Jku1, är en långsmal, grund skyddad vik cirka 12 km från kraftstationen, som bildats av upplagda muddringsmassor. Vid provtillfället var vattenståndet relativt låg vilket medförde att de steniga stränderna låg synliga. Fyra proppar togs till ett samlingsprov. Djupet var mellan 3 m och 5 m där proverna togs.

Vid Boda såg, Jku2, 10 km uppströms Järkvissle, togs tre proppar från botten i den, från uppströmssidan, oskyddade viken. Djupet var 4-5 m och vattenväxter på botten gjorde att skiktningen i proppen inte var tydlig mellan lera och organiskt material. Det var svårt att få upp proppar längre än cirka 10 cm.



Figur 6.1 Platser för botten-sedimentprovtagning nedströms Järkvissle vattenkraftstation i Indalsälven, 2007-09-25. Jkn1 och Jkn2 markerade med kryss.



Figur 6.2 Platser för botten-sedimentprovtagning uppströms Järkvissle vattenkraftstation i Indalsälven, 2007-09-26. Jku1 och Jku2 markerade med kryss.

I Järkvissle kraftstation använder man sig av turbinolja av typen TU68 samt en vitolja, Turbway White. Provet togs på färsk TU68 på fat. Provet togs även i oljeavskiljaren där en tunn oljehinna kunde ses samt från oljan som samlats upp från avskiljaren på ett fat märkt White 32.

6.2 Kolvätehalter och torrsubstans

Proverna inlämnades för analys 26/9-2007. Resultatet visas i tabell 6.1. Kolvätehalterna för de två fraktionerna låg under eller precis över detektionsgräns. Proverna tagna nedströms Järkvissle uppvisade de högsta halterna men de låga halterna gjorde att det inte gick att uttala sig om ifall kolvätena hade antropogent eller naturligt ursprung. Kromatogram från analysen av Jkn2, som hade den högsta halten kolväten, visas i figur 6.3. De stora topparna är interna standarder och utslag för provet syns framförallt kring 10 min. I kromatogrammet för ett av uppströmsproverna, Jku1, i figur 6.4 syns samma stora toppar men i övrigt inga utslag. För att kunna göra en oljeidentifiering, det vill säga jämföra kromatogrammet för provet med en referens, krävs ett tydligt oljemönster vilket ej var tillräckligt tydligt i någon av dessa analyser. Övriga kromatogram bifogas i bilaga C.

Torrsubstanshalterna låg på mellan 17,5 och 43,5 %. Ackumulations sediment karakteriseras av TS mellan 5 och 25 %, i transportsediment ligger TS ofta mellan 25 och 50 % och i erosions sediment har man ofta TS > 50 %. Utgående från dessa kriterier var provet Jkn2 möjligen taget på en ackumulationsbotten och de övriga på transportbottnar.

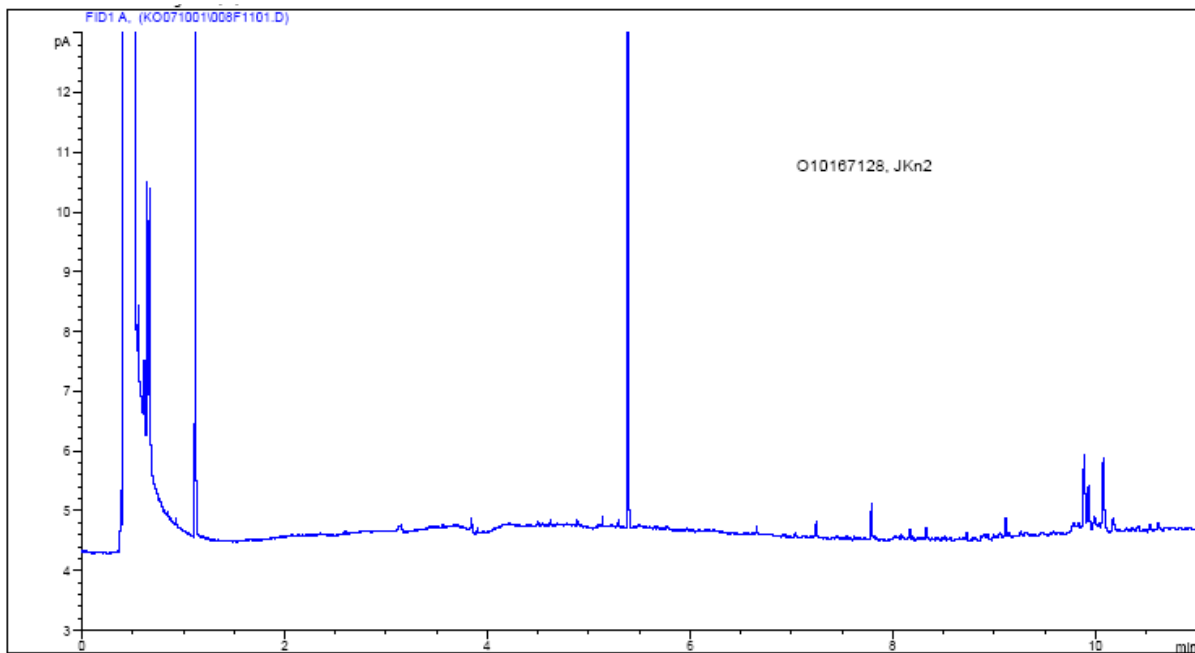
Tabell 6.1 Torrsubstans och oljehalter i sedimentprover från Indalsälven, 2007-09-25/26.

Prov	Plats	TS [%]	C ₆ -C ₁₆ [mg/kg]	C ₁₆ - C ₃₅ [mg/kg]
Jkn1	Liden	43,5	<50	73
Jkn2	Bodacke	17,5	68	110
Jku1	Bolundsviken	29,1	<50	<50
Jku2	Boda såg	35,2	<50	<50

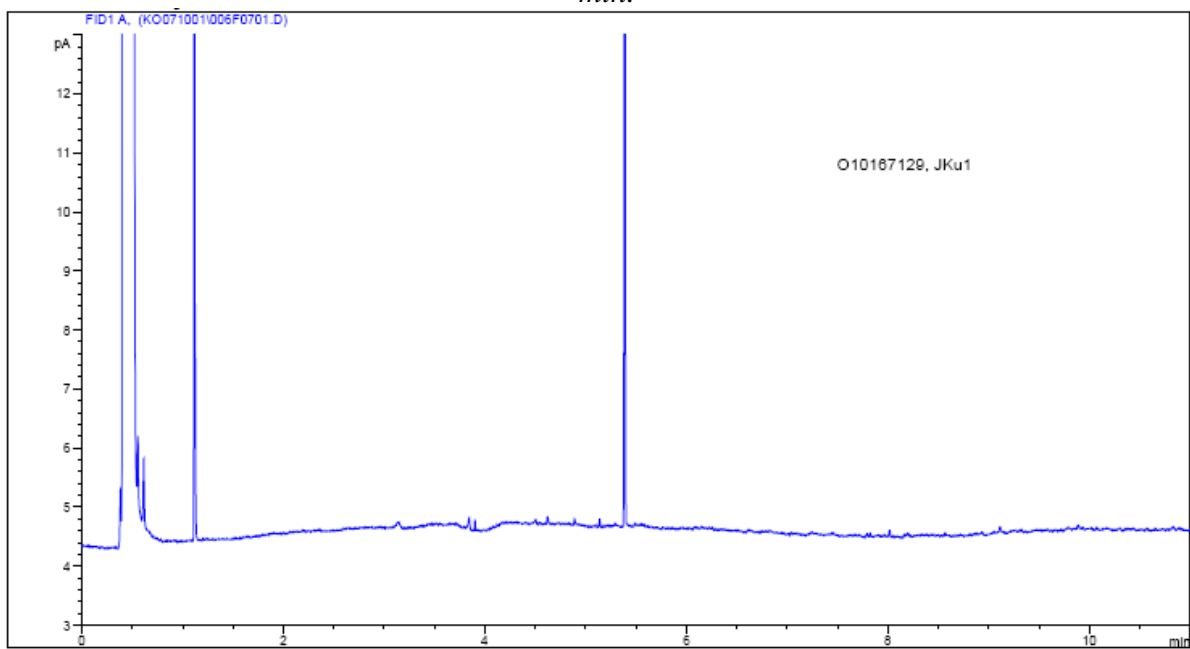
6.3 Bedömningsgrunder

Generella riktvärden för kolvätehalter i sediment saknas liksom bedömningsgrunder för miljö kvalitet på sediment för petroleumrelaterade ämnen (SGU, 2000). En kemisk analys kan aldrig ge exakt svar på mängden petroleumprodukt i sediment eftersom analys svaret påverkas av mängden naturligt förekommande kolväten.

Skillnader mellan uppströms- och nedströmshalter liksom jämförelse med naturliga bakgrundshalter, bestämda utifrån lokalspecifika värden från djupare sedimentlager, kan användas för att bedöma om föroreningspåverkan från punktkälla finnes. Principen för indelning av avvikelser från jämförvärde (där sådana finnes) kan användas. Enligt Naturvårdsverket (1999) finns en trolig påverkan av föroreningskälla för halter ~ fem gånger jämförvärdet, stor påverkan för halter ~ 5-25 gånger jämförvärdet och mycket stor påverkan för halter > 25 gånger jämförvärdet.



Figur 6.3 Kromatogram från GC-FID, oljeanalys av prov Jkn2. Provets utslag syns kring 10 min.



Figur 6.4 Kromatogram från GC-FID, oljeanalys av prov Jku1. Inget utslag syns för provet.

7 EFFEKTER AV MAXIMALT UTSLÄPP

I detta kapitel görs en analys av vad som skulle kunna hända om ett maximalt oljeutsläpp äger rum, direkt till älven från Laxede vattenkraftstation i Luleälven.

7.1 Utsläpp

Vattenkraftverket i Laxede innehåller totalt 75 m³ turbinolja av typen TU68 fördelat på de tre aggregaten enligt tabell 7.1. För att all olja i kraftstationen ska komma ut i älven krävs i princip ett dammbrott eller en sprängning som förstör hela stationen. Detta anses som alltför otroligt och konsekvenserna av just oljan i en sådan situation är svåra att bedöma.

Tabell 7.1 Oljemängder i systemen för Laxedes tre aggregat.

Delsystem	TU68 (m ³)		
	G1	G2	G3
Reglersystem	22	22	14
Bärlager	3,3	3,3	5
Turbinstylager	0,6	0,6	0,5
Övre styrlager	0,2	0,2	0,3
Hydraulik till intagsluckor		2,5	

Enligt Nilsson (pers. komm.) är den största mängd olja som skulle kunna läcka ut direkt till älven från ett vattenkraftverk cirka 10,5 m³, något som skulle kunna ske om navet i en av de största kaplanturbinerna gick sönder. Om ett stort haveri sker på en kaplanturbin, så att löphjulsnavet går sönder, finns risk för att oljevolymen i navet kommer ut i vattnet. I första hand läcker smörjoljan i navet ut. Om även löphjulsservot i navet skadas kan hydrauloljan i servot och axeln läcka ut. Även om reglersystemet för en turbin i Laxede innehåller ca 22 m³ kan det antas att turbinen automatiskt stoppas vid ett haveri av denna storleksordning och därför töms inte hela volymen. En turbin i Laxede har 7,5 m³ olja i navet och 3 m³ i löphjulets servomotor och oljerör i axeln vilket ger att maxvolymen för oljeutsläpp till älven är 10,5 m³.

7.2 Förändring och spridning av turbinolja i älv

Här redovisas resultat av beräkningar av spridning och drift av oljeutsläppet samt bedömningar av övriga förändringsprocesser av turbinolja i älven.

7.2.1 Advektion

Strömningshastigheten i Luleälven längs sträckan mellan Laxede och Vittjärvs kraftstation är < 0,5 m/s. Årsmedel för vindhastigheten är 2,3 m/s (SMHI, 2006). Medströms vindhastighet, det vill säga nordlig eller nordvästlig vind har man i området 20 % av tiden och lugnt, ingen vind cirka 20 % av tiden.

Avstånd och vattenhastigheter (tabell 7.2) för olika platser längs älvarna användes för att beräkna drifhastigheter (ekvation 2.6) och hålltider (ekvation 2.7) för olika vindhastigheter. Resultatet visas i tabell 7.3.

Tabell 7.2 Avstånd vattenvägen, och vattenhastigheter för olika platser mellan Laxede och Vittjärvs kraftstation i Luleälven.

Plats	avstånd (km)	vattenhastighet (m/s)
Laxede		
Harads	16	0,5
Svartlå	30	0,5
Vittjärv	61	0,5

Tabell 7.3 Drifhastigheter och transporttider för olika platser mellan Laxede och Vittjärvs kraftstation i Luleälven.

Luleälven, Laxede	vind (m/s)	drifhastighet (m/s)	Harads (16 km) transporttid (h)	Svartlå (31 km) transporttid (h)	Vittjärv,(61 km) transporttid (h)
ingen vind	0	0,55	8,1	15,2	30,8
svag vind	2,3	0,62	7,2	13,5	27,4
måttlig vind	5	0,70	6,3	11,9	24,2
frisk vind	10	0,85	5,2	9,8	19,9
hård vind	15	1,00	4,4	8,3	16,9

Tiden det tar för oljan att färdas nedströms varierar med vindhastigheten. Vindstilla ger en drifhastighet på 0,55 m/s, det vill säga cirka 2 km/h medan frisk-hård vind ger drifhastigheter på uppåt 4 km/h.

7.2.2 Mekanisk spridning

Oljefläckens slutgiltiga skiktjocklek och area samt motsvarande radie för olika volymer av oljeutsläpp beräknades med hjälp av ekvationer 2.2-2.3 och redovisas i tabell 7.4.

Tabell 7.4 Skiktjocklek och area för oljefläckar av olika volym.

Volym (m ³)	Skiktjocklek (mm)	Fläckens area (m ²)	Radie (m)
10,5	0,018	583300	431
10	0,018	562341	423
5	0,015	334370	326
1	0,010	100000	178
0,1	0,006	17783	75
0,01	0,003	3162	32
0,001	0,002	562	13

Om älvens bredd sätts till 300 meter kommer ett utsläpp på över 0,6 m³ ha en diameter större än bredden och beräkningen av tiden det tar för ett oljeutsläpp att breda ut sig beräknas med ekvation 2.3. Tiden beror av temperaturen, som påverkar vattnets densitet och viskositet så att lägre temperatur ger långsammare utbredning. Resultatet av beräkning av tiden för utbredning av ett maximalt läckage, vid olika temperaturer visas i tabell 7.5. Följande parametervärden användes i beräkningarna.

$$\forall = \text{oljefläckens volym} = 10,5 \text{ m}^3$$

$$L_e = A_f / b = 58\,3300 / 300 = 1944 \text{ m}$$

$$\sigma = \text{ytspänning} = 30 \text{ dyne/cm} = 0,03 \text{ kg/s}^2$$

Tabell 7.5 Utbredningstiden för olika temperaturer för ett oljeläckage på 10,5 m³ i en älv med 300 meters bredd.

T (°C)	ρ_w (kg/m ³)	v (m ² /s)	t (h)
0	999,84	1,79E-06	53
5	999,97	1,52E-06	50
10	999,70	1,31E-06	47
20	998,20	1,00E-06	43

På motsvarande sätt beräknades att ett läckage på 1000 liter olja sprider ut sig på mellan fyra och fem timmar för temperaturer mellan 20 och 0°C och ett läckage på 100 liter på cirka en timme (radiellt fall).

Storleken på det område som berörs av konsekvenserna är en viktig parameter. Ett oljeläckage på cirka 10 m³ beräknas kunna sprida sig till en yta av cirka 0,6 km², en sträcka på cirka 2 km i en 300 m bred älv. Denna beräkning utgår från att man har en sammanhängande oljefläck. Detta blir inte fallet i en älv, där andra processer gör att fläcken delas upp i delområden som då kan spridas till större yta (se avsnitt 8.4).

7.2.3 Avdunstning, lösning, dispersion

Turbinolja består till största delen av kolväten inom intervallet C₁₅-C₅₀ och anses ha försumbara ångtryck vid normala temperaturer (avsnitt 3.3) och vid låga temperaturer minskar det ytterligare vilket gör att avdunstning inte förmodas vara en betydelsefull process när turbinoljan kommer ut i naturen.

Vattenlösligheten är väldigt låg för turbinolja (avsnitt 3.3) och låga temperaturer minskar lösligheten (avsnitt 3.4.4). Dispergering, det vill säga mindre droppar av olja som blandar sig i vattnet bör kunna uppkomma på grund av turbulens i älven. Dispergering av olja i vatten kan även ske i turbinen. Vid tester av den tid det tar för en blandning av turbinolja och vatten att separera tar det mellan 16 och 20 min. Viskositeten påverkar dropparnas storlek, så att högre viskositet ger större droppar, och stora droppar stiger snabbare än små. Sänkt temperatur ger ökad viskositet vilket bör leda till att dispergeringen får mindre inverkan på spridning av turbinolja.

Adsorption till sediment bedöms som det huvudsakliga slutgiltiga ödet för turbinolja.

7.3 Ekologisk & biologisk känslighet

Här beskrivs årstidsvariationer och strandtyper längs Luleälven samt hur olika organismer bedöms påverkas av ett oljeutsläpp.

7.3.1 Årstid

Vilken tid på året ett utsläpp sker är av betydelse för oljans spridning och fastläggning, möjligheten att upptäcka och sanera ett oljeutsläpp samt hur vilka effekter det får. Detta sammanfattas i tabell 7.7.

På vintern, oktober-mars, ligger dygnsmedeltemperaturen under 0°C och medelvattentemperaturen är 1,5°C. Luleälven, är normalt isbelagd mellan mitten av december till slutet av april men där finns vissa partier som sällan fryser till. För denna period är medelvattentemperaturen 0,3°C. På vintern är den biologiska aktiviteten låg i älven vilket gör att färre organismer finns som skulle kunna skadas av ett oljeläckage men också att bionedbrytning går långsammare. Fåglar som fläckas av olja riskerar att frysa ihjäl.

Om våren, april-maj, ligger dygnsmedeltemperaturen mellan 0 och 10°C och medelvattentemperaturen på 2°C. Våren är en viktig period för livet i älven, då finns många yngel och unga organismer som är extra känsliga för oljepåverkan.

På sommaren, juni-mitten av augusti, ligger dygnsmedeltemperaturen över 10°C och medelvattentemperaturen på 15°C. Även på sommaren pågår förhållandevis stor biologisk aktivitet i älven.

Under hösten, mitten av augusti-september, ligger dygnsmedeltemperaturen på 0-10°C och medelvattentemperaturen på 16°C. Eftersom den biologiska aktiviteten vid denna tidpunkt är låg bedöms ett läckage på hösten, såsom i Laxede, inte ge några allvarligare konsekvenser för växt och djurlivet i älven.

7.3.2 Organismer och växter

Det är svårt att uppskatta eller beräkna vilken koncentration av turbinolja som kan uppstå vid utsläpp i naturliga vatten. Utgående från tester utförda på produkterna är den låg (avsnitt 3.5). Fysiska effekter såsom nedsmutsning bedöms vara den huvudsakliga faran för djur och växter. Enskilda fåglar bedöms kunna dö av förfrysningsskador om de fläckas av olja under den kalla årstiden, men förmodligen ger utsläppet ingen större påverkan på populationerna hos de i Luleälven vanligt förekommande arterna.

Däggdjur kommer förmodligen att undvika oljeförorenat vatten och bedöms därför inte löpa någon större risk för skador. I fiskevatten får petroleumprodukter inte finnas i sådana halter att de bildar en synlig hinna på vattenytan eller beläggningar i strandkanten. Enligt detta kriterium bedöms risken för att fiskar, till exempel i en fiskodling, kan få påverkan på smak och påverkas negativt vid ett oljeläckage som relativt stor. Frisimmande fiskar tenderar dock att undvika oljefläckar.

Känsliga evertebrater, och då speciellt de som lever på eller i kontakt med vattenytan, bedöms kunna påverkas negativt av ett maximalt oljeläckage. Erfarenheter har dock visat att effekterna är relativt snabbt övergående för ett akut oljeläckage. Eftersom oljemängden i detta fall blir mycket liten i förhållande till vattenmängden i älven, bedöms dessa effekter som ringa. Alger och mikroorganismer i vattenmassan kan påverkas på individnivå och oljekänsliga organismer som fastnar i oljehinnan dör. Dessa organismer har så korta generationstider att effekter bedöms gå över snabbt.

Om vinden ligger på mot stranden och olja hamnar i en skyddad vik riskerar både strand- och vattenväxter att påverkas negativt.

7.3.3 Strandtyp

Känsligheten för oljepåslag varierar för olika stränder, enligt klassificeringen i tabell 7.6.

Tabell 7.6 Klassificering av olika strandtyper med hänsyn till ökande känslighet för oljeutsläpp (Lindgren & Fejes, 2004)

Index för ekologisk påverkan	Typ av strand	Påverkan på miljön
1 (låg)	Exponerad klipp- och stenvägg	Vågreflektioner håller huvuddelen av oljan till havs, oljesanering är inte nödvändigt
2	Vågeroderade områden	Vågpåverkade, vanligtvis eroderande. Naturliga processer tar bort oljan inom några veckor.
3	Exponerade stränder med finsand till medium kornig sand	Få växter och djur som kan bli påverkade, oljan tränger inte ner i sanden. Mekanisk borttagning är effektivast, naturliga processer tar bort oljan inom några få månader.
4	Grovkorniga sandstränder-grusstränder (rörligt strandmaterial)	Få växter och djur som kan bli påverkade, olja tränger ned i sanden och begravs snabbt, vilket försvårar oljesaneringen. På ickesanerad strand kommer oljan att tas bort naturligt inom några månader.
5	Exponerade tidvattenpåverkade områden	Få växter och djur som kan bli påverkade. Rörligt bottenssubstrat, endast en liten del av oljan tränger ner i bottenssubstratet, naturliga processer tar bort oljan inom ett år.
6	Klapperstensstränder	Oljan tränger snabbt ner i materialet, vilket försvårar saneringen, i skyddade vikar kan oljan ligga kvar i årtal. Saneringen bör koncentreras till skvalpvattenzonen.
7	Exponerade klippblockstränder	Stor påverkan på växt- och djurliv. Substratet orörligt, endast en liten del av oljan penetrerar substratet, olja kan finnas kvar i cirka 1 år.
8	Skyddade klippblockstränder	Stor till mycket stor påverkan på växt- och djurliv. Områden med reducerad vågexponering, oljan kan påverka skvalpzonen och finnas kvar i många år. Borttagning av huvuddelen av oljan är nödvändigt, högprioriterat område för skydd mot påslag och för sanering.
9	Skyddade tidvattenpåverkade områden	Mycket stor påverkan på växt- och djurliv. Låg vågenergi, oljan kan finnas kvar i många år. Borttagning av kraftigt nedoljade ytor, i övrigt rekommenderas ingen åtgärd. Områden skall ges högsta prioritet för skydd mot oljepåslag.
10 (hög)	Vassbälten och strandängar	Högst produktion av akvatiska områden, mycket låg vågenergi. Hög sedimenteringshastighet innesluter olja i sedimentet-oljan kan finnas kvar i flera år. Sanering kan skada området mer än om oljan lämnas för naturlig nedbrytning. Området skall ha absolut högsta prioritet för skydd mot oljepåslag.
11 (inget ekologiskt index)	Hamnar, kaj, pirar m.m.	Byggda konstruktioner som inte har något ekologiskt värde. Nedsmutsning av båtar och konstruktioner, sanitär olägenhet.

I utskovskanaler finns stränder av typ 1 och exponerade klippblocksstränder, typ 7, kan utgöras av erosionsskydd. Typ 6 och 8, klapperstensstränder antas vara ovanligt. Längs Luleälven antas den vanligaste strandtypen utgöras av sandstränder, typ 3 och 4, samt strandängar, typ 10. Den vattennivåskillnad som fås med regleringen av älven antas kunna inverka på liknande sätt som tidvattenvariationer, det vill säga typ 5 och 9.

7.4 Friluftslivs- & socioekonomiska intressen

Om det finns vattenintag till dricksvattenverk i älven påverkas de av ett oljeläckage. Som ett riktvärde brukar anges att mineralolja kan ge smak och lukt åt vatten ner till 1 ppm (mg/l) det vill säga 1 liter mineralolja gör 1000 m³ vatten otjänligt som dricksvatten (Ahlbom & Duus, 1992, Petterson & Broman, 1990). Många vattenverk gör därför lukt- och smaktester på vattnet. Turbinoljorna har låg akut giftverkan vid nedsväljning (Statoil, 2005).

Göteborg Vatten använder Göta älv som vattentäkt med vattenintag på 200 000 m³ per dygn på en halvmeters djup. Om vattenintaget sitter en bit under vattenytan är, enligt Dahlberg (pers. komm.), produkter som är olösliga i vatten (såsom turbinoljan) ett mindre problem än de som löser sig i vatten. Detta eftersom de rinner förbi intaget på ytan av älven. Trots det stängs alltid intaget då larm kommer om oljeläckage från vattenkraftverk, vilket händer ett par gånger per år. Om olja kommer in i dricksvattenverket är toxiciteten väsentlig. Vid ett oljeutsläpp hålls intaget stängt tills huvuddelen av oljan runnit förbi men kvardröjande oljerester i lugnvatten och olja som vidhäftat på stränderna kan släppa efterhand. Därför är en lätt nedbrytbar produkt (syntetisk ester) att föredra framför en med låg bionedbrytbarhet (mineralolja). Enligt Dahlberg (pers. komm.) var den största incidenten i Göta älv när xylen från en tankbåt läckte ut från en tankbåt och hölls kvar under isen hela vintern.

Privatpersoner som tar dricksvatten från älven kan också märka av en smakförändring i vattnet, men för dricksvatten finns endast gränsvärden för lukt och smak så om det inte smakar illa bör det inte vara någon fara att dricka det. Jordbruk som använder älvvatten till bevattning och liknande bedöms klara sig från effekter av ett oljeutsläpp om de inte tar vatten från en oljetäckt vattenyta.

Badstränder och båtar kan drabbas av nedsmutsning och allmänheten kan även påverkas av att kläder och utrustning fläckas i samband med bad eller rörligt friluftsliv. Turbinoljorna absorberas ej i akuttoxiska mängder genom huden. Ögonkontakt kan ge obehag men inga skador på ögonvävnaden. Långvarig eller upprepad kontakt med produkterna i kombination med bristande personlig hygien kan dock orsaka hudproblem i form av hudinflammation, eksem och oljeakne (Statoil, 2005).

7.5 Saneringsmöjligheter

Kraftverkets läge, årstiden och tiden på dygnet en olycka inträffar kommer att påverka möjligheterna att upptäcka, samla upp och sanera ett eventuellt oljeutsläpp. I strömmande vatten är tidsmarginalerna korta för saneringsinsatserna, som kräver omfattande utrustning och stor personalinsats.

Vinterförhållanden, is, snö och kyla försvårar saneringsinsatser och ett läckage på vintern då älven är isbelagd är svårt att upptäcka och spåra. Sprickor eller råkar i isen kan fungera som oljefällor och det kan vara möjligt att såga upp vakar för att ta upp oljan. Iskanter längs stränder kan fungera som naturligt skydd, där ansamlas också olja i hålrum och sprickor vilket minskar spridningen. Vid låga vattenhastigheter kommer oljan att hållas kvar under isen.

Vid ett maximalt läckage vid en tidpunkt då stränderna inte är skyddade av is riskerar de att smutsas ned. Om flödet redan är högt vid olyckstillfället kan det vara omöjligt att höja det för att spola rent stränder så som man gjorde efter Laxede-utsläppet.

7.6 Sammanfattning av påverkan på effekter av oljeutsläpp

I tabell 7.7 sammanfattas hur olika parametrar bedöms påverka viktiga faktorer vid ett oljeutsläpp. Symbolerna ska tolkas så att plus innebär en ökning av respektive faktor eller en positiv (mindre skadlig) effekt och minus en minskning eller mer skadlig effekt. Exempelvis bedöms strandtyp 1 ge ökad spridning (ej fastläggning) av olja, miljöeffekterna på strandtypen blir inte av stor grad och den behöver inte saneras.

Tabell 7.7 Hur olika parametrar inverkar/vilken betydelse de har vid ett utsläpp av turbinolja i Luleälven.

	Spridning (+ = ökad spridning)	Nedbrytning (+ = ökad nedbrytning)	Miljöeffekt (+ = positiv)	Sanering (+ = underlättar sanering)
Oljetyp				
Mineralolja		--	--	
Syntetisk ester		++	-	
Årstid				
Vinter		--	+	
Vår		-	--	
Sommar		+	-	
Höst		-	+	
Strandtyp				
1	+		++	++
3	-		-	+
4	-		-	-
10	--		--	--
vind	+/-			-/+
is	-	-		--

Enligt denna bedömning är ett utsläpp av mineralolja på våren som kontaminerar en strandäng (strandtyp 10) den värsta händelsen.

8 DISKUSSION

8.1 Turbinoljans egenskaper

Olja är en komplex blandning av kolväten och andra ämnen vars fysikaliska, kemiska, och biologiska förändringsprocesser och miljöeffekter är svårt att göra en bedömning av. Detta gäller även för en raffinerad, innehållsmässigt mer väldefinierad produkt, som smörjolja, eftersom yttre faktorer påverkar mycket. Utifrån litteraturstudien kommer troliga miljöeffekter för turbinoljan att handla om nedsmutsning av stränder och fåglar. Förorening av dricksvatten kan bli aktuellt eller att vattenverk måste stänga sitt intag.

Giftigheten för basoljorna i turbinoljan är låg i vattenmiljö är enligt tester, men effekten av additiv är osäker att bedöma. De studier som sammanfattats i detta arbete (avsnitt 3.5) talar för att additiven har betydelse för turbinoljans giftighet. Effekter på organismer kan vara svåra att bedöma beroende på svårigheten att särskilja toxisk effekt och effekter av nedbrytning. Det sista förbrukar näringsämnen och syre vilket kan leda till minskad biotillväxt.

Avdunstning och lösning kommer förmodligen inte ha så stor inverkan på förändringsprocessen för oljor. Dispergering kan dock bli aktuellt om turbulenta partier finns i älven eller i turbinen, vilket indirekt påverkar den kemiska nedbrytningen. Turbinoljan förväntas kunna bilda vatten-i-olja-emulsion.

Kemisk nedbrytning är en av de viktigaste faktorerna i bedömningen av turbinoljans miljörisk. Nedbrytning testas med olika metoder, för vilka kriterier satts upp för när produkten skall anses som lätt bionedbrytbar. Över 60 % nedbrytbarhet i 28-dagarstestet innebär dock inte att produkten bryts ned på denna tid i en istäckt norrlandsälv. Testet genomförs under optimala förhållanden vid höga temperaturer. Tiderna i testerna kan användas till att jämföra produkter inbördes och säger mycket lite om den egentliga tid det tar för produkten att brytas ned i ett naturligt vattendrag. Detta visar också de studier som gjorts på bionedbrytning i naturliga miljöer.

Den mineraloljebaserade turbinoljan klarar inte gränsen för lätt nedbrytbarhet medan den syntetiska estern klarar dessa krav. Den har klassificerats som miljöanpassad hydraulvätska. De studier som tagits upp i detta arbete där bionedbrytning jämförts för smörjoljor baserade på mineralolja respektive syntetisk ester visar att syntetiska estern bryts ned snabbare men i det fall där höga halter av olja i sediment studerades i extrema förhållanden, på havsbotten utanför Alaskas kust, syntes ingen större skillnad i nedbrytning mellan estern och mineraloljan. I varma temperaturer överrensstämde studierna mer med tester och där var den syntetiska estern överlägsen sin mineraloljebaserade motsvarighet. Anmärkningsvärt är dock att det i jord tog över ett år för båda typerna av olja att brytas ned även om syntetiska estern bröts ned snabbare.

Standardmetoder för preparering av mättade vattenlösliga fraktioner av råoljor, smörjoljor och andra svårlösliga substanser diskuteras (Schmitz et al, 1997). Det finns till exempel en risk att mer lösliga komponenter, som finns i låga koncentrationer i oljan, ackumuleras i vattenfasen och där ger större påverkan än vad som är representativt. Dessutom tillkommer i smörjoljornas fall additiven, eftersom testerna inte görs på fullständiga produkter.

8.2 Utsläpp från vattenkraftverk och Vattenfalls oljeskyddsarbete

Oljeutsläppen från Vattenfalls vattenkraftverk visar på en nedåtgående trend sedan man började dokumentera sina mängder för 7 år sedan. Inga uppgifter har kunnat hittas om läckage innan denna dokumentation startade men det är troligt att läckagen varit större eller i samma storleksordning som innan arbetet med oljeskydd intensifierades efter utsläppet i Laxede 2003. Utsläppet i Laxede av 893 liter turbinolja är det största som dokumenterats för Vattenfalls kraftverk. De senaste åren har utsläppen minskat, främst eftersom det inte inträffat några större haverier, en följd (enligt Vattenfall) av arbetet med oljeskydd, genom bland annat tätare oljesystem, oljeavskiljare och oljevarnare samt utbildning och beredskapsövningar för personalen. Eftersom oljebalanser för specifika kraftverk inte är officiella uppgifter finns ingen möjlighet att kunna kontrollera dessa uppgifter.

Vattenfall Vattenkraft jobbar kontinuerligt med att bygga bort risker för oljeutsläpp genom oljetätare design, förbättring av övervakningen, minskade oljemängder samt byte av mineraloljan mot syntetisk ester eller oljefria tekniker. Det nya systemet med oljeavskiljare för läckvattnet och oljeövervakning i pumpgruppen anses också som en viktig förbättring.

Jämförelsen med andra punktkällor till oljeutsläpp i vattendrag visar att bidragen från Vattenfalls vattenkraft svarar för under 3 % av oljeutsläppen. Detta ska inte ses som något absolut värde men ger en uppfattning om storleksordningen. Det bör dock nämnas att förorening från diffusa källor uppskattas stå för över 80 % av totala tillförseln till hav. Det bidrag till oljeförorening som kommer från vattenkraftverk är dock inte helt att förringa.

Vattenkraft klassas inte som miljöfarlig verksamhet, och behöver därmed inga sådana tillstånd även om delar av verksamheten faller under definitionen av miljöfarlig verksamhet. Det har funnits oklarheter kring detta och också varit uppe till diskussion. Kommentarer från länsstyrelse och kommun antyder att man är tveksamma till den stora mängd olja som finns i kraftverken men att man ser positivt på att Vattenfall ständigt förbättrar systemen och jobbar med att minska mängderna och minska riskerna för läckage.

Det är uppsatsskrivarens uppfattning att Vattenfall Vattenkraft kommit relativt långt när det gäller att ta kontroll över riskerna med oljeläckage från vattenkraftverk samt att frågan de senaste åren fått hög prioritet. Information och öppenhet anses av uppsatsskrivaren vara ett viktigt redskap för att bibehålla/uppnå en bra relation med myndigheter och media.

8.3 Sedimentprovtagning

En sedimentprovtagning är en förhållandevis enkel metod för att undersöka förorening på botten. Den förutsätter att det går att hitta ackumulationsbotten vilket kan vara svårt i en älv. En provtagning av sediment uppströms och nedströms misstänkt föroreningskälla kan påvisa påverkan och belastning från vattenkraft, men en eventuell förhöjd halt i sediment kan dock ej på något rättframt sätt relateras till en miljöeffekt (Fejes, pers. komm.). Det var av intresse att testa metoden, få en screening av bottenförhållanden samt bakgrundsvärden inför eventuella framtida studier. Valet av analysmetod gjordes för att kunna göra en oljeidentifiering, genom jämförelse av kromatogram. Jämförelse var dock inte möjligt för de låga halter som uppvisades.

Resultatet av sedimentprovtagningen var väntat. Vid de låga halter som det handlar om är det omöjligt att säga vad källan till kolvätena är. Troligen är de små läckagen det handlar om här i princip omöjliga att spåra på grund av utspädningsfaktorn och den långa tiden som passerat sedan läckaget. Provet JK_n2 med de högsta halterna var det enda som togs från en möjlig

ackumulationsbotten. Halter i olika sedimenttyper är ej helt jämförbara. Utan en mer omfattande provtagning kan det dock inte säkert avgöras om det inte finns ackumulationsbottnar på andra platser längs sträckan eller längre nedströms där oljeförorening kan ha ansamlats, så egentligen säger resultat endast att det på dessa platser inte fanns förhöjda halter.

Bottnarna för provtagning bedöms ej vara ackumulationsbottnar, med undantag möjligtvis för den vid Bodackebäckens utlopp, nedströms Järkvissle kraftstation. Resultatet av provtagningen av älvsediment talar för att sedimentprovtagning inte är en lämplig metod i ett kontrollprogram.

Generella riktlinjer för kolvätehalter i sediment saknas och det finns inga bedömningsgrunder för miljökvalitet på sediment. Analyser med avseende på petroleumrester i naturliga sediment förekommer sällan i fastställda kontrollprogram i Sverige. Kunskapen om vilka halter som anses som naturlig bakgrund för olika analysmetoder saknas därför i stor utsträckning (SGU, 2000). Kolväten som förekommer i sediment kan ha tillförts från många olika källor. De kan ha biogent, petrogent eller pyrogent ursprung, det vill säga komma från organismer, antropogena eller naturliga källor respektive ofullständig förbränning. Att identifiera kolvätenas ursprung i ett prov är en svår uppgift även om man känner till den ursprungliga sammansättningen eftersom denna förändras kraftigt när oljan kommer ut i naturen. I sedimenten finns dessutom organismer som bryter ned restprodukter av olja.

8.4 Effekter av maximalt utsläpp

Små utsläpp på 50-100 liter turbinolja sker då och då och det är känt att kaplanturbiner har ett litet kontinuerligt läckage. Dessa utsläpp sprids snabbt ut på vattenytan och effekterna för en sammanlagd inverkan på biota är troligtvis små. Den typ av haveri som skulle leda till ett maximalt utsläpp, 10,5 m³, har aldrig inträffat men det är intressant att utreda vad det skulle kunna medföra.

Det är framförallt advektionen som är av betydelse för oljefläckens geografiska läge i ett vattendrag. Beräkningen av drifhastigheten ger ett mått på hur ett oljeläckage kan sprida sig och även med antaganden om vindens inverkan (riktning) bidrar resultatet till ökad förståelse. I en bred älv finns dock malströmmar och skyddade vikar där olja kan uppehållas längre tid vilket gör att oljebältet sprids ut på långa sträckor.

Uppgifter om drifhastigheter kan vara till stor nytta för att avgöra var saneringsinsatser skall sättas in. Beroende på hur snabbt ett läckage upptäcks hinner oljan flyta olika långt. Kalla temperaturer ger en långsammare spridning. Istäcke försvårar möjligheten att spåra oljan men kan vid låga hastigheter hålla kvar den i håligheter under ytan. Detta kan vara en fördel ur den synvinkeln att oljan då inte sprids till lika stora områden, men samtidigt minskar möjligheterna att sanera. Ur ett vattenverks synvinkel fördröjer detta tiden det tar för läckaget att passera deras intag.

Det är svårt att avgöra den totala ytan en viss volym olja skulle sprida sig på vattenytan i älven men några grova beräkningar kan användas som riktvärden. Ungefärliga skiktjocklekar kan uppskattas utifrån fläckens utseende (Forsman, 1997). Silverskimrande färg <0,05 µm, grå 0,1 µm, regnbågsskimrande 0,3 µm, blå 1 µm, blå-brun 5 µm, brun 15 µm, svart 20 µm. Med ledning av detta skulle oljefläckarna som beräknats för olika spill i avsnitt 7.2.2 vara svarta till blå-bruna för läckage över 10 liter. Bilder från utsläppet i Laxede, då 893 liter läckte ut visar dock på oljefilmer som ser främst blå ut. Det talar för att beräkningen inte ger

ett bra värde för utbredningen av de större mängderna. Beräkningen gäller för utbredning på en lugn vattenyta, vilket inte är fallet i älven, där strömmar och turbulens bidrar till spridningen och delar upp oljebältet i flera mindre fläckar. Detta gör att de kan sprida sig till tunnare skikt. I beräkningarna har detta inte tagits hänsyn till vilket gör att resultaten från beräkningarna av mekanisk spridning ej kan anses ha så stor relevans för det verkliga fallet.

I händelse av ett oljeutsläpp förväntas de omedelbara effekterna för syntetisk ester respektive mineralolja vara främst nedsmutsning, fysiska skador på organismer och hot mot dricksvattentäkter. I det hänseendet blir förbättringen för miljön alltså inte uppenbar för ett byte till syntetisk ester. Däremot har den fördelar när det gäller nedbrytning och anses därför vara ett bättre alternativ för miljön.

Miljöeffekterna av ett oljeutsläpp är till stor del beroende av årstiden. Temperatur, isförhållanden och säsongsbetonad biologisk aktivitet är viktiga faktorer för hur oljan sprids och påverkar. I en reglerad älv är de arter som är känsligast för förändringar (och kanske även oljeläckage) redan borta. De som finns kvar bör vara ganska tåliga men är å andra sidan redan utsatta för mycket stress.

8.5 Allmänt

En svårighet i arbetet har varit att hitta representativa, jämförbara fallstudier. De flesta större utsläpp till vattendrag är diesel och bensin som släppts ut i samband med tankbilsolyckor. Dessa lätta produkter med hög avdunstning och stor löslighet i vatten skiljer sig mycket från turbinolja. Det var överhuvudtaget svårt att hitta studier där större utredningar kring miljöeffekter gjorts. Det har krävts goda kunskaper om petroleumprodukter för att avgöra vilka uppgifter i studierna som kan tas fasta på.

9 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER TILL FORTSATT ARBETE

I detta arbete har följande slutsatser dragits:

- det största turbinoljeläcket som kan ske från ett svenskt vattenkraftverk är cirka 10 m³, något som skulle kunna ske om navet och löphjulsservot i navet, i en stor kaplanturbin gick sönder.
- Det största dokumenterade utsläppet från Vattenfalls vattenkraftverk är 893 liter.
- Miljöeffekterna av ett oljeutsläpp är till stor del beroende av årstiden
- Känsligaste årstiden för ett utsläpp är våren då det finns många juvenila organismer i älven och fåglar som häckar längs stränderna
- Strandängar och vassbälten är de känsligaste strandtyperna.
- Huvudsakliga miljöeffekter vid ett utsläpp av turbinolja bedöms vara nedsmutsning av botten och stränder som kan skada djur och växter fysiskt, samt hot mot dricksvattentäkt.
- Låga vattentemperaturer ger långsammare nedbrytning, nedbrytbarheten är också beroende av förekomst av mikroorganismer som kan bryta ned kolväten samt tillgång på syre och näringsämnen. De norrländska älvarna, och då speciellt reglerade vattendrag, karakteriseras av låga temperaturer, lågt näringsinnehåll, goda syreförhållanden och potentiellt sett finns även i denna typ av vatten mikroorganismer som kan bryta ned kolväten.
- Istäcke försvårar möjligheten att spåra och sanera olja. Vid låga vattentemperaturer kan oljan hållas kvar i håligheter under isen, frysas in i istäcket för att sedan frigöras när isen smälter.
- Turbinoljans öde bedöms vara att den binds till partiklar och sprids i älven för att slutligen sedimentera.
- Syntetisk ester bryts ned snabbare än mineralolja, det ska dock noteras att nedbrytningstesterna utförs i optimala förhållanden, vid temperaturer på 20-25°C och att den tid nedbrytningen tar i en norrlandsälv skiljer sig sannolikt mycket från detta.
- Då Vattenfalls medelutsläpp/år (2000-2005) av olja till vatten jämförs med andra utsläpp av petroleumprodukter från punktkällor till vattendrag utgör de under 3 %.
- Diffusa källor (dagvatten, atmosfäriskt nedfall mm) uppskattas stå för över 80 % av den totala tillförseln av kolväten till havet. Bidraget från Vattenfalls vattenkraftverk till det totala uppskattade oljeutsläppet från vattendrag till svenska kustvatten utgör mindre än 0,1 %.
- Provtagningen av botten sediment nedströms Järkvissle kraftstation i Indalsälven visar på låga halter vilket tolkas som att läckagen därifrån således inte har resulterat i en ackumulering av olja i sediment.

För det fortsatta arbetet med att minska miljöriskerna förknippade med olja i vattenkraftverk föreslås följande:

- Inventering av strandtyper nedströms kraftverken. Känsliga stränder bör prioriteras vid saneringsinsatser.
- Beräkningar av drifhastigheter kan användas för att lokalisera oljeutsläpp och avgöra var saneringsinsatser ska sättas in.

När det gäller anseendeperspektivet på oljefrågan är det uppsatsskrivarens personliga åsikt att kontinuerlig information till och stor öppenhet mot myndigheter, media och privatpersoner är viktigt för att bibehålla uppnå en bra relation och undvika missförstånd.

Vidare studier:

- En matematisk modellering av oljespridning skulle kunna ge ökad förståelse för spridning och fastläggning av oljeläckage av olika storlek och varierande yttre förhållanden. Att utveckla ett verktyg för att beräkna transport av oljeutsläpp i vattendrag borde även vara intressant för Räddningsverket. Det finns flera exempel på modeller som använts i liknande fall. Med lämplig programvara och rimlig målsättning skulle detta kunna vara intressant till exempel för ett examensarbete. Rekommenderat är att starta med ett förenklat fall, till exempel endast spridning på vattenytan.
- För att ännu bättre kunna uttala sig om fördelarna med övergången till syntetisk ester vore bionedbrytningstester vid låga temperaturer och med naturliga mikroorganismer en möjlig, men förmodligen tidskrävande, studie.
- En toxicitetsstudie för att undersöka de svårtolkade resultaten i vissa refererade studier på syntetisk ester vore intressant men bedöms vara ett krävande arbete, mycket på grund av att produkterna är så svårösliga i vatten och att doseringsmetodikens relation till verkliga förhållanden är osäker.

Beräkningarna av drifhastighet kan vara användbara när det gäller att avgöra en oljefläcks geografiska läge. Beräkningarna är enkla och skulle kunna förfinas med mer detaljerade hastigheter för specifika älvsträckor vilket det redan finns uppgifter på.

Det vore intressant att se vad en modellering av oljespridning skulle kunna ge, rekommenderat är att starta med ett förenklat fall, för turbinoljan skulle till exempel lösning och avdunstning ej tas med som processer.

Bionedbrytningstester vid låga temperaturer och naturliga mikroorganismer vore intressant för att få ett mått på hur länge de i vattenkraften använda produkterna blir kvar i naturen efter ett eventuellt utsläpp.

En labstudie för att undersöka de svårtolkade resultaten för syntetisk ester i vissa refererade studier vore intressant men bedöms vara ett krävande arbete, mycket på grund av att produkterna är så svårösliga i vatten och att doseringsmetodikens relation till verkliga förhållanden är osäker.

10 REFERENSER

Skriftliga

Ahlbom, J., Duus, U., 1992. Rena Smörjan? Smörjmedel-möjlighet till förändring. Rapport från kemikalieinspektionen 8/92. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län.

Battersby, N. S., 2000. The biodegradability and microbial toxicity testing of lubricants – some recommendations. *Chemosphere* 41, 1011-1027.

Cajaraville, M. P., Marigómez, J. A., Angulo, E., 1992. Comparative effects of the water accommodated fraction of three oils on mussels – 1. Survival, growth and gonad development. *Comp. Biochemical Physiology*, Vol. 102C, No. 1, 103-112.

Cronk, J. K., Mitsch, W. J., Sykes, R. M., 1990. Effective modelling of a major inland oil spill on the Ohio River. *Ecological modelling* 51, 161-192.

Crunkilton, R. L., Duchrow, R. M., 1990. Impact of a massive crude oil spill on the invertebrate fauna of a Missouri Ozark stream. *Environmental Pollution* 63, 13-31.

Edlund, A., Norqvist, A., Roffey, R., Fredriksson, S., 1985. Mikrobiell nedbrytning av olja i marin miljö. Försvarets forskningsanstalt.

Eisenträger, A., Schmidt, M., Murrenhoff, H., Dott, W., Hahn, S., 2002. Biodegradability testing of synthetic ester lubricants – effects of additives and usage. *Chemosphere* 48, 89-96.

Elming, H., 2003. Inventering av förorenade områden i norrbottens län. Länsstyrelsen i Norrbottens län.

EM-LAB, 2006. Indalsälvens vattenkvalitet 1993-2005. Indalsälvens Vattenvårdsförbund.

Evans, S., 1998. Effekter av olja i marin miljö. Naturvårdsverket.

Fingas, M. F., Hollebone, B. P., 2003. Review of behaviour of oil in freezing environments. *Marine Pollution Bulletin* 47, 333-340.

Forsman, B., 1997. Oljan är lös- Handbok i kommunalt oljeskydd. Räddningsverket, Karlstad.

French McCay, D., 2003. Development and application of damage assessment modelling: example assessment for the North Cape oil spill. *Marine pollution bulletin* 47, 342-359.

Green, J., Trett, M. W., 1989. The Fate and Effects of Oil in Freshwater. Centre for Research in Aquatic Biology, University of London. Published in association with BP.

Haigh, S.D., 1995. Fate and effects of synthetic lubricants in soil: biodegradation and effects on crops in field studies. *The Science of the Total Environment* 168, 71-83.

Haus, F., Boissel, O., Junter, G.-A., 2004. Primary and ultimate biodegradabilities of mineral base oils and their relationships with oil viscosity. *International Biodeterioration & Biodegradation* 54, 189-192.

- Haus, F., German, J., Junter, G.-A., 2001. Primary biodegradability of mineral base oils in relation to their chemical and physical characteristics. *Chemosphere* 45, 983-990.
- Inbar, J., 1999. Get wise to oil leaks. www.waterpowermagazine.com
- IVL, 2007. IVLs Oljejour. www.ivl.se/affar/miljo_kartl/proj/oljejour
- Karlsson, A.-K., 1996. Undersökning av oljeutsläpp nedströms vattenkraftverk. Examensarbete, Institutionen för Samhällsbyggnadsteknik, Tekniska Högskolan i Luleå.
- Liljedahl, B., 1996. Yttre faktorerers inverkan på miljökonsekvenser vid olyckor. Räddningsverket.
- Lindgren, C., Fejes, J., 2004. Miljöeffekter-utveckling av kriterier och metoder för bedömning av oljesanering på svenska stränder. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Rapport U 902.
- Länsstyrelsen i Norrbottens län, 2003. Rapport över oljeutsläpp i Luleälven från Vattenfall AB:s anläggning i Laxede, Bodens kommun. Rapport 531-23479-03.
- Mercurio, P., Burns, K. A., Cavanagh, J., 2004. Testing the ecotoxicology of vegetable versus mineral based lubricating oils: 2. Induction of mixed function oxidase enzymes in barramundi, *Lates calcarifer*, a tropical fish species. *Environmental pollution* 129, 175-182.
- Mercurio, P., Burns, K. A., Negri, A., 2004. Testing the ecotoxicology of vegetable versus mineral based lubricating oils: 1. Degradation rates using tropical marine microbes. *Environmental Pollution* 129, 165-173.
- Michel, J., Henry, C. B. Jr., Thumm, S., 2002. Shoreline assessment and environmental impacts from the M/T Westchester oil spill in the Mississippi river. *Spill Science & Technology Bulletin*, Vol. 7, No 3/4, 155-161.
- Miljödomstolen, 2007. Dom i mål nr 1442-06, 2007-05-16.
- Miljööverdomstolen, 2007. Dom i mål nr M 3195-06 samt M 3196-06, 2007-04-04.
- Miller, M. C., Stout, J. R., Alexander, V., 1986. Effects of a Controlled Under-ice Oil Spill on Invertebrates of an Arctic and a Subarctic Stream. *Environmental Pollution (Series A)* 42, 99-132.
- Naturhistoriska Riksmuseet, 2007. Fakta om evertetrater. www.nrm.se/forskningochsamlingar/djur/evertetratzoologi/faktaomevertetrater. Besökt 2007-10-19.
- Naturvårdsverket, 1999. Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata. Rapport 4918.
- Pagga, U., 1997. Testing biodegradability with standardized methods. *Chemosphere*, Vol. 35, No. 12, 2953-2972.

- Pettersson, I., Broman, D., 1990. Effekter av kontinuerliga utsläpp av olja till den akvatiska miljön. Statens naturvårdsverk.
- Powell, S. M., Snape, I., Bowman, J. P., Thompson, B. A. W., Stark, J. S., McCammon, S. A., Riddle, Martin J., 2005. A comparison of the short term effects of diesel fuel and lubricant oils on Antarctic benthic microbial communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 322, 53-65.
- Roffey, R., Edlund, A., 1983. Mikrobiell nedbrytning av olja, FoU 1982. Försvarets forskningsanstalt.
- Räddningsverket, 2004. Oljeskadeskyddet utmed de svenska kusterna och i de stora insjöarna inför 2010.
- Räddningsverket, 2005. Miljökonsekvenser av kemikalieolyckor, bränder och utsläpp av oljeprodukter i vattenmiljö. NCO 2005:11.
- Schmitz, R. P. H., Eisenräger, A., Lindvogt, T., Möller, M., Dott, W., 1997. Increase of the toxic potential of synthetic ester lubricant oil by usage: application of aquatic bioassays and chemical analysis. *Chemosphere*, Vol. 36, No. 7, 1513-1522.
- SGU-Statens oljelager, 2000. Bakgrundshalter av petroleumkolväten i sediment och grundvatten.
- Shen, H. T., Yapa, P. D., 1988. Oil Slick Transport in Rivers. *Journal of Hydraulic Engineering, ASCE*, 114(5): 529-543.
- Shen, H. T., Yapa, P. D., Wang, D. S., Yang X. Q., 1993. A Mathematical Model for Oil Slick Transport and Mixing in Rivers. Special report 93-21.
- SMHI, 2006. Vindstatistik för Sverige 1961-2004. Meteorologi, Nr 121.
- SMHI, 2007. www.smhi.se
- SNF, Svenska Naturskyddsföreningen, 2007. www.snf.se/verksamhet/kust-hav/ostersjon-hoten-mer.htm, www.snf.se/verksamhet/trafik/renasnurran.htm
- SP, 2007. Hydraulvätskor. www.sp.se
- Statoil, 2005. Säkerhetsdatablad för TurbWay SE. Svenska Statoil AB.
- Statoil, 2005. Säkerhetsdatablad för TurbWay 68. Svenska Statoil AB.
- Statoil, 2005. Säkerhetsdatablad för Turbinolja TU 68. Svenska Statoil AB.
- Thomas, K. V., Donkin, P., Rowland S. J., 1994. Toxicity enhancement of an aliphatic petrogenic unresolved complex mixture (UCM) by chemical oxidation. Research note. *Water Research* vol. 29, No. 1, 379-382.

Thompson, B. A. W., Goldsworthy, P. M., Riddle, M. J., Snape, I., Stark, J. S., 2006. Contamination effects by a 'conventional' and a 'biodegradable' lubricant oil on infaunal recruitment to Antarctic sediments: A field experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 340, 213-226.

Yapa, P. D., Shen, H. T., Angamma, K. S., 1994. Modelling oil spills in a river-lake system. *Modelling Journal of Marine Systems* 4: 453-471.

Vattenfall Vattenkraft, 2006. Strategi för oljesystem i Vattenfall Vattenkraft, Sammanställning av beslutsunderlag 2006-05-24.

<http://kontakten2000.vattenfall.se/vattenfall/organisation/bolag/vattenkraft/>

Viktor, T., Wennberg, L., Malmberg, M., Allard, A.-S., 1997. Miljöfarlighetsbedömning av hydrauloljor för arbets- och skogsmaskiner. IVL-rapport B1267, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Zhang, C. G., Leung, K. K., Wong, Y. S., Tam, N. F. Y., 2007. Germination, growth and physiological responses of mangrove plant (*Bruguiera gymnorrhiza*) to lubricating oil pollution. *Environmental and Experimental Botany* 60, 127-136.

Personlig kommunikation

Ahlinder, Johan, 2007. Vega Systems.

Dahlberg, Bengt, 2007. Göteborg Vatten.

Fejes, Jonas, 2007. IVL Oljejour.

Nilsson, Magnus, 2007. Vattenfall AB Vattenkraft, Kraftstationsteknik.

Olvstam, Marie-Louise, 2007. Jurist, Vattenfall Power Consultant.

Svensson, Björn, 2007. Rheoconsult.

BILAGA A. ORDLISTA

ackumulationsbotten

Den del av en sjö- eller havsbotten där sedimenterat material (partiklar som sjunker till botten) blir liggande kvar.

aktivt slam

Består av bakterier och encelliga djur och används i reningsverkets luftningsbassänger. Aktivslamprocesser är aeroba syrekrävande.

akvatisk

Något som hör samman med eller är bildat i vatten och vattenmiljöer.

alg

Växter av olika storlek som lever fritt flytande eller fastsittande i vatten, eller som fastsittande även på fuktiga ytor på land

antropogen

Av människan eller mänskliga handlingar framställd eller förorsakad. Antropogena föroreningskällor är mänskliga verksamheter/aktiviteter (till skillnad från naturliga processer) som ger upphov till utsläpp av luftburna eller vattenburna föroreningar eller näringsämnen.

atmosfärisk deposition

När luftburna ämnen, t.ex. luftföroreningar, faller till marken kallas detta nedfall för atmosfärsikt nedfall eller atmosfärisk deposition.

autotrof

En organism som bygger upp organiska ämnen från oorganiskt material, primärproducent

bentisk, bental, bentos

Bentisk betyder bottenlevande eller "på botten". Bentiska organismer är de växter, djur och andra organismer som lever på botten i sjöar, vattendrag och hav.

bioackumulering

Haltökning i en levande organism. Upplagring av ett stabilt ämne så att halten i den upptagande organismen blir högre än i omgivningen.

biotillgänglighet

Mått på hur lätt ett ämne, t.ex. ett näringsämne eller ett miljögift, tas upp av levande organismer. Ett ämne måste vara biotillgängligt för att kunna bioackumuleras och biomagnifieras.

bioturbation

Bottenlevande som gräver, borrar, äter och flyttar om material i sedimenten.

Bilaga A

bottensediment

Sediment är det material som bildar en mjuk sjö- eller havsbotten. Det består av sten, sand, lera, muddermassor, organiskt material från samhällen och industrier, och annat liknande material som sköljts eller aktivt släppts ut via floder, markavrinning eller andra processer, respektive resterna av vattenorganismer (djur och växter) och annat organiskt material som producerats i vattnet eller i tillrinnande vattendrag.

cyanobakterier

Kvävefixerande organismer (blågröna alger).

detektionsgräns

den lägsta halt vid vilken ett ämne kan detekteras (upptäckas) med ett visst analysförfarande. Nära detektionsgränsen kan endast kvalitativ bestämning göras. Jfr ”rapporteringsgräns”.

diatoméer

Kiselalger. Algblomningar på våren och hösten består huvudsakligen av kiselalger.

dinoflagellat

Ett slag mikroalg (fytoplankton). Kallas även pansarflagellater.

djurplankton

Små djur som flyter fritt i havens och sjöarnas övre vattenlager. Kallas även för zooplankton.

dricksvattenanläggning

Ett gemensamt begrepp för vattentäkt, vattenverk och distributionsanläggning för dricksvatten.

epifyt

Växt som växer på andra växter.

erosionsbotten

Den del av en sjö- eller havsbotten där sedimenterat material (partiklar som sjunker till botten) snabbt passerar för vidare transport nedåt.

evertebrat

Ryggradslöst djur.

flampunkt

En vätskas flampunkt är den lägsta temperatur som den måste värmas till för att ångorna ovanför vätskan skall antändas av en öppen låga.

fytoplankton

Små växter (alger) som flyter fritt i havens och sjöarnas övre vattenlager. Kallas också för växtplankton eller planktonalger.

GC-FID

Gas kromatografi med flamjonisationsdetektor.

heterotrof

En organism som är beroende av organiskt material, använder extern kolkälla, som energi

Bilaga A

hydrofil

Vattenälskande. Ett hydrofilt ämne är oftast vattenlösligt.

hydrofob

Vattenskyende. Ett hydrofobt ämne är generellt sett inte vattenlösligt.

hårdbotten

En sjö- eller havsbotten som består av klippor, stenblock eller mindre stenar.

kiselalg

se diatoméer

limnisk

Något som rör sötvattensmiljöer, såsom sjöar och floder.

lotisk

Något som rör rinnande vatten eller strömmande vatten.

lugnflytande

Med lugnflytande vatten menas vatten som rör sig långsammare än 0,2 meter per sekund.

lugnvatten

Lugnflytande vatten i ett vattendrag (särskilt en älv). Kallas även sel.

makroalg

Alg som växer på botten och som kan ses med blotta ögat.

makrobentos

Större bottenlevande organismer (synliga för blotta ögat).

makrofytobentos

Större bottenlevande växter (alger och blomväxter).

makrozoobentos

Större bottenlevande djur.

mjukbotten

Mjuka bottenar eller substrat i sjöar och havsområden består nästan helt av lösa, mjuka sedimentavlagringar.

PAH:er

Polycykliska aromatiska kolväten. PAH:er omfattar några hundra petroleumkolväten och är naturliga beståndsdelar i olja. När fossila bränslen förbränns, särskilt i liten skala, så bildas PAH-ämnen (ofullständigt förbrända kolväten) och kommer ut i luften eller i vatten. PAH:er kommer från förbränning i små anläggningar, från bilavgaser men också från naturliga fenomen som skogsbränder.

persistent

Stabil och därmed långlivad.

Bilaga A

petroleum

I vissa geologiska formationer förekommande material, ofta en halmgul till svart, lätt- till trögflytande oljig vätska. Termen petroleum används av hävd som synonym till olja och på samma sätt som kärnkraft, naturgas, stenkol m.m.

plankton

Små växter (alger) och djur som flyter fritt i havens och sjöarnas övre vattenlager.

planktonalger

Se fytoplankton.

punktkälla

En punktkälla kan vara såväl stationär som rörlig. Man kan säga att punktkällor har något slags konstruerat utsläpp som t.ex. ett avloppsrör eller en skorsten. De kan vara klart urskiljbara – en fabrik, ett kraftverk, ett reningsverk, ett industrikomplex, ett fordon – och föremål för särskilda villkor för sin verksamhet. Man kan, åtminstone rent teoretiskt, stänga en punktkälla från en dag till nästa.

rapporteringsgräns

den lägsta halt av ett ämne som laboratoriet rapporterar vid användning av en viss analysmetod. Rapporteringsgränsen sätts vid en haltnivå där kvantitativ bestämning skall vara möjlig (jfr ”detektionsgräns”). För ackrediterade analyser sammanfaller rapporteringsgränsen normalt med nedre gränsen för det mätområde som omfattas av ackrediteringen för metoden

sediment

Det material som bildar en mjuk sjö- eller havsbotten.

sedimentation

Då organiskt material i vattnet (döda växter och djur), liksom humusämnen och oorganiskt material (sand, grus, lerpartiklar etc.) som transporterats från land ut i sjön eller havet, faller ner (deponeras) på havsbotten.

torrsubstans, TS

Återstoden av ett prov efter torkning vid 105°C.

transportbotten

Den del av en sjö- eller havsbotten där sedimenterat material (partiklar som sjunker till botten) tillfälligt blir liggande (deponeras) tills det flyttas vidare nedåt till en ackumulationsbotten.

zoobentos

Djur som lever på botten av en sjö, ett vattendrag eller ett havsområde.

zooplankton

Se djurplankton

älv

De största och bredaste strömmande vattendragen i Finland, Norge och Sverige kallas älvar (i Norden används inte begreppet flod). Det finns inga vedertagna storleksgränser för vad som kan kallas älv.

BILAGA B. OLJEDATA

Tabell B.1 Kemisk sammansättning för turbinbasoljor

Egenskap / Produkt	Turbin-basolja (Mobil Oil)			Paraffin-basolja (TurbWay 68)
Kolväten (vikt-%)				
Paraffinisk	75	75	74	63
Naftenisk	21	20	21	31
Aromatisk	4	5	5	6
Totala aromater (mmol/kg)	430,88	520,02	473,55	
Polära (mmol/kg)	57,14	67,74	64,37	

Tabell B.2 Primär och fullständig nedbrytbarhet och fysikaliska egenskaper för turbinoljor.

Egenskap/Produkt	Turbin-basolja (Mobil Oil)			Paraffin-basolja (TurbWay 68)	Solventraffinerad, tung paraffinisk basolja				
Primär bionedbrytbarhet (%)	59	52	32		79	72	71	53	51
Fullst. bionedbrytbarhet (%)	26				14	12	7	9	8
Kinematisk viskositet vid 40°C (mm ² /s)	25,79	85,30	142,30	30,39	30	30	95	95	95
Viskositetsindex	110,8	100,2	95,6	104					
Flytpunkt (°C)	-6	-6	-9	-12					
Flampunkt (°C)	224	238	296	212					
Refraktionsindex	1,4561	1,4673	1,4677						
Densitet vid 15 °C (kg/m ³)	864,6	885,3	886,0	867,9					

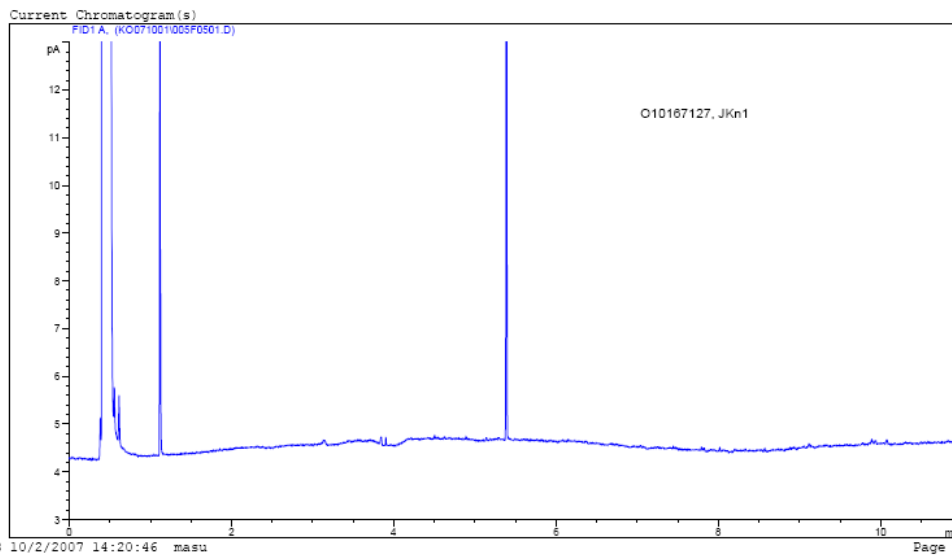
Den konventionella syntetiska smörjoljan hade en viskositet på 80 mm²/s vid 40°C, en densitet på 0,855 kg/l vid 15°C och en lägsta flytpunktstemperatur på -54°C. Titan GT1 har en viskositet på 50 mm²/s vid 40°C, en densitet på 0,867 kg/l vid 15°C och lägsta flytttemperatur på -45°C. Den är märkt lätt biologiskt nedbrytbar med en nedbrytning på 80% på 21 dagar i nedbrytningstest

BILAGA C. KROMATOGRAM

Print of window 38: Current Chromatogram(s)

```

=====
Acq. Operator   : masu                      Seq. Line : 5
Acq. Instrument : GC-FID-3                  Location  : Vial 5
Injection Date  : 10/1/2007 17:14:28       Inj       : 1
                                           Inj Volume: 1 µl
Acq. Method    : C:\CHEM32\METHODS\OJ20E.M
Last changed   : 5/11/2007 10:10:03 by masu
Analysis Method: C:\CHEM32\METHODS\OJ20E.M
Last changed   : 10/2/2007 10:33:03 by masu
                                           (modified after loading)
Method Info    : Screening-metod for alifater
    
```



Print of window 38: Current Chromatogram(s)

```

=====
Acq. Operator   : masu                      Seq. Line : 9
Acq. Instrument : GC-FID-3                  Location  : Vial 7
Injection Date  : 10/1/2007 18:38:16       Inj       : 1
                                           Inj Volume: 1 µl
Acq. Method    : C:\CHEM32\METHODS\OJ20E.M
Last changed   : 5/11/2007 10:10:03 by masu
Analysis Method: C:\CHEM32\METHODS\OJ20E.M
Last changed   : 10/2/2007 10:33:03 by masu
                                           (modified after loading)
Method Info    : Screening-metod for alifater
    
```

