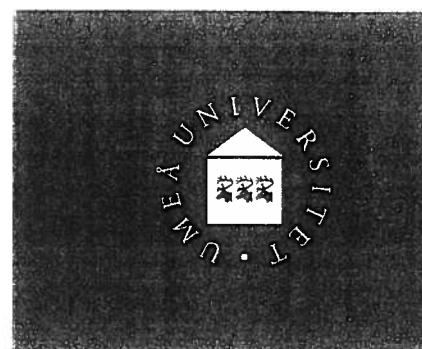


MH 2008:29



Risiklassificering av Norrbyskärs varv enligt MIFO-modellen

Kristin Stadling

Länsstyrelsen Västerbotten

Ink. 2009-02-27

577-3016-2009

Examensarbete, 30 högskolepoäng
Miljö- och hälsoskyddsprogrammet
Umeå universitet

Risiklassificering av Norrbyskärs varv enligt MIFO-modellen

Kristin Stadling

Handledare: Torgny Mossing, Umeå universitet

Höstterminen 2008

Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap
Umeå universitet

Beställning av arbeten från kursen Examensarbete, 30 hp, vid miljö- och hälsoskyddsprogrammet kan göras från:

Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap
Umeå universitet
901 87 UMEÅ

Telefon 090-786 63 22
Fax 090-786 67 05

Copies of this student report can be ordered from:

*Department of Ecology and Environmental Science
Umeå University
S-901 87 UMEÅ
Sweden*

*Telephone +46 90 786 63 22
Fax +46 90 786 67 05*

Detta är ett examensarbete, 30 högskolepoäng i huvudämnet miljö- och hälsoskydd. Arbetet är granskat och godkänt, men författaren/na svarar själv för rapportens resultat och slutsatser.

This is a project work, 30 ECTS-credits in Environmental Health. The project is examined by the Department, but the student(s) is/are responsible for the results and conclusions presented.

Abstract

Risk classification of Norrbyskärs former shipbuilding industry

Kristin Stadling

According to an inventory of contaminated sites at Norrbyskär several potentially contaminated sites were identified, in particular a boatyard and a bargeyard, which was in use from the late 1890's to late 1970's. In shipbuilding industry several antifouling products were used to inhibit fouling organisms. In earlier times tar products were used to waterproof boats made of wood. The use of antifouling and tar products can contaminate the environment and pose a threat to human health and ecological systems. To investigate the situation of contaminants in each area the Swedish Environmental Protection Agency's Methods for inventories of contaminated sites, MIFO (phase 1 and phase 2), were used. In the first phase the background history of the industries were studied as well as current use of the land. Based on the information that emerged in phase 1 regarding potential point sources, soil samples were collected and analysed for heavy metals (Cu, Zn, Pb, and Hg) and PAHs. The results showed very high levels of heavy metals at the boatyard and high levels of cancerogenic PAH at the bargeyard. Lead, copper, zinc and mercury concentrations were as high as 29700 mg/kg, 1181 mg/kg, 13700 mg/kg and 7 mg/kg, while the highest PAH concentrations were in the range of 1148-3303 mg/kg. Based on these data information a comprehensive assessment and risk classification were done that included conditions for spreading and each area's sensitivity and protection value. Both sites were placed in risk class 2, which means high risk for adverse effects on humans and the environment. The risk of human exposure to the contaminants at the boatyard is mainly through soil or dust intake. At the bargeyard exposure can occur through contact with contaminated soil and sediment and by the consumption of berries and mushrooms picked in the area. Tourists who visit the areas temporarily will not be exposed to any higher risk. Suggestions for further studies are to study the distribution of contaminants and diffuse spread outside the point sources. Additional studies in other media such as groundwater and sediment can provide additional information on the spread of contaminants.

Keywords: MIFO, contaminated site, risk classification, shipbuilding industry, Norrbyskär

Sammanfattning

Länsstyrelsen i Västerbottens län uppmärksammade vid en inventering av ett före detta sågverksområde på Norrbyskär, flera potentiellt förorenade områden. Det var bland annat ett båtvarv och ett pråmvarv som varit i bruk från slutet av 1890-talet till slutet av 1970-talet. I varvsbranschen har bland annat giftiga båtbottnfärger samt olika tjärprodukter använts för att skydda skrov mot marin påväxt och träbåtar mot vattenupptag.

För att utreda föroreningsituationerna vid varven tillämpades Naturvårdverkets inventeringsmetodik MIFO- modellen fas 1 och fas 2. Syftet var att enligt metoden inventera och riskklassa de två objekten och ge förslag på fortsatta undersökningar.

I den första orienterande fasen studerades verksamheternas industrihistorik och aktuell markanvändning. Utifrån den information som framkom i den första fasen genomfördes under den andra fasen riktad provtagning i mark vid det som förväntades utgöra punktkällor på objekten. Analysresultaten från båtvarvet påvisade mycket höga tungmetallhalter och stor påverkan från punktkällor. Vid pråmvarvet uppmättes höga halter av cancerogena PAH och liksom vid båtvarvet var påverkan från punktkällor stor. Utifrån den samlade bedömningen av förorenings farlighet, föroreningsnivåer, spridningsförutsättningar och objektens känslighet och skyddsvärde riskklassades objekten.

Enligt riskklassningen tilldelades objekten riskklass 2, vilket innebär stor risk för negativa effekter på människor och miljön. Risker för exponering av föroreningar vid båtvarvet är främst via intag av jord eller i samband med damning. Vid pråmvarvet kan exponering ske genom kontakt med förorenad jord och sediment samt genom intag av bär eller svamp som plockas inom området. Exponering kan även ske via direktintag av jord. Turister som besöker områdena tillfälligt förväntas inte utsättas för någon större risk.

Förslag på fortsatta undersökningar är att vidare studera förorenings utbredning och den diffusa spridningen utanför punktkällorna. Kompletterande undersökningar i andra medier såsom grundvatten och sediment kan ge ytterligare information om förorenings spridning.

1. Inledning och syfte	1
2. Bakgrund.....	3
2.1 Norrbyskärs sågverk.....	3
2.2 Norrbyskärs varv	4
2.3 Branschspecifika föroreningar	5
2.4 Metodik för inventering av förorenade områden	5
2.4.1 Föroreningars farlighet.....	6
2.4.2 Föroreningsnivåer	6
2.4.3 Spridningsförutsättningar.....	6
2.4.4 Känslighet och skyddsvärde	6
2.4.5 Riskklassning	7
3. Metod.....	8
3.1 MIFO fas 1	8
3.1.1 Arkiv och litteraturstudier.....	8
3.1.2 Kartstudier.....	8
3.1.3 Bedömning av markanvändning och skyddsvärd natur	8
3.2 MIFO fas 2.....	8
3.2.1 Områdesbeskrivning	8
3.2.2 Geologiska och geohydrologiska förhållanden.....	9
3.2.3 Provtagningsmetod och val av analyser.....	9
3.2.4 Provtagningspunkter	9
3.2.5 Provtagning	10
3.3 Kemiska analyser	11
3.3.1 Förbehandling av jordprover.....	11
3.3.2 Bestämning av torrsubstans, vattenkvot	11
3.3.3 Bestämning av glödningsförlust	11
3.3.4 Bestämning av bly, koppar och zink.....	12
3.3.5 Bestämning av kvicksilver.....	12
3.3.6 Bestämning av PAH med GC/MS	12
4. Resultat.....	13
4.1 MIFO fas 1	13
4.1.1 Verksamhetsbeskrivningar.....	13
4.1.2 Föroreningar.....	14

4.1.3 Aktuell markanvändning och skyddsvärd natur	14
4.2 MIFO fas 2	15
4.2.1 Områdesbeskrivningar	15
4.2.2 Geologiska och geohydrologiska förhållanden.....	15
4.2.3 Analysresultat	15
4.3 Samlad riskbedömning - båtvarvet	19
4.3.1 Föroreningarnas farlighet.....	19
4.3.2 Föroreningsnivåer	20
4.3.3 Spridningsförutsättningar.....	20
4.3.4 Känslighet och skyddsvärde	21
4.3.5 Riskklassning	21
4.4 Samlad riskbedömning - pråmvarvet	23
4.4.1 Föroreningarnas farlighet.....	23
4.4.2 Föroreningsnivåer	24
4.4.3 Spridningsförutsättningar.....	24
4.4.4 Känslighet och skyddsvärde	25
4.4.5 Riskklassning	25
5. Diskussion	27
5.1 Norrbykärs båtvarv	27
5.2 Norrbykärs pråmvarv.....	28
5.3 Framtida undersökningar	28
6. Referenser	29

Bilagor

Bilaga 1. Jordprovtagningsprotokoll

Bilaga 2. Bedömning av föroreningars farlighet

Bilaga 3. Bedömning av föroreningsnivå

Bilaga 4. Naturvårdsverkets generella riktvärden förorenad mark

Bilaga 5. Bedömning av spridningsförutsättningar

Bilaga 6. Bedömning av känslighet och skyddsvärde

Bilaga 7. Bilder Norrbykärs båtvarv

Bilaga 8. Bilder Norrbykärs pråmvarv

Bilaga 9. Analysresultat

1. Inledning och syfte

Förorening av mark och vatten har pågått sedan den tidiga industrialismen och lett till tiotusentals potentiellt förorenade områden i landet (1). I 10 kap 1 § miljöbalken, definieras föroreningsskada som en *"miljöskada som genom förorening av mark- eller vattenområde, grundvatten, byggnad eller en anläggning kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön"* (2). Inventering av förorenade områden utförs på uppdrag av Naturvårdsverket och huvudansvaret vilar på landets länsstyrelser och kommuner. Arbetet bidrar till att uppnå Sveriges nationella miljömål om Giftfri miljö: *"Miljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden"* (3). Enligt ett av delmålen innebär det att *"Samtliga förorenade områden som medför akuta risker vid direktexponering och sådana förorenade områden som idag, eller inom en nära framtid, hotar betydelsefulla vattentäkter eller värdefulla naturområden skall vara utredda och vid behov åtgärdade vid utgången av år 2010"*. För det andra delmålet ska *"Åtgärder under åren 2005-2010 ha genomförts vid så stor andel av de prioriterade förorenade områdena att miljöproblemet i sin helhet i huvudsak kan vara löst allra senast år 2050"*.

Som underlag för inventering av förorenade områden ligger Naturvårdsverkets branschkartläggning (BKL) (4). Den utfördes under åren 1992-1994 och syftade till att kartlägga de industribranscher och verksamheter där det antogs föreligga ett efterbehandlingsbehov. I samband med kartläggningen har branscher listats och delats in i fyra olika branschklasser, utifrån bedömningen om vilka effekter på människors hälsa och miljö de kan ge upphov till (tabell 1). De faktorer som låg bakom bedömningen var bland annat produktionsprocesser, använda råvaror, avfallshantering, branschspecifika föroreningar och deras farlighet. Med BKL och branschlistor som utgångspunkt ska de branscher som återfinns i branschklass 1 och branschklass 2 inventeras medan de i branschklass 4 endast ska identifieras. För objekt i branschklass 3 ska vissa prioriterade branscher inventeras.

Inventeringen sker enligt Naturvårdsverkets inventeringsmetodik, MIFO-modellen (Metodik För Inventering av Förorenade Områden) vars syfte är att utföra riskbedömningar och jämföra objekt för prioritering av fortsatta undersökningar, efterbehandlingsåtgärder och beslut om miljöriskområden (5). Riskklassningen utgår från den samlade bedömningen av *föroreningarnas farlighet, föroreningsnivåer, spridningsförutsättningar samt områdets känslighet och skyddsvärde* och objekten inordnas efter den samlade riskbedömningen i en av fyra riskklasser (tabell 1). Objekt som tilldelas riskklass 1 innebär mycket stor risk för människors hälsa och miljö.

Tabell 1. Skalor vid riskbedömning enligt BKL och MIFO-modellen.

Jämförelseskalor BKL-klassning och MIFO-riskklassning		
Branschklass/Riskklass	BKL	MIFO
1	Mycket stor risk	Mycket stor risk
2	Måttlig/stor risk	Stor risk
3	Liten risk	Måttlig risk
4	Mycket liten risk	Liten risk

Enligt Naturvårdsverkets lägesrapport för 2007 finns cirka 80 000 potentiellt förorenade områden i landet. Av dessa har fler än 70 000 bransch- eller riskklassats hittills och cirka 1500 återfinns i riskklass 1, respektive 22 000 i riskklass 2 (1).

I juni 2008 inventerade länsstyrelsen i Västerbottens län ett före detta sågverksområde på Norrbyskär och vid de översiktliga undersökningarna påträffades dioxiner i marken (6). Föroreningarna spårades till bekämpningsmedlet Dowicide, ett klorfenolpreparat som visats vara förorenat med dioxiner. Dowicide användes i dåtidens sågverksindustri för att motverka blånadssvamp i virke. Eftersom det vid markundersökningarna uppmättes höga dioxinhalter där människor i stor utsträckning kan exponeras av föroreningarna placerades objektet preliminärt i riskklass 1. Ytterligare undersökningar ska genomföras innan den exakta omfattningen av föroreningarna kan fastslås.

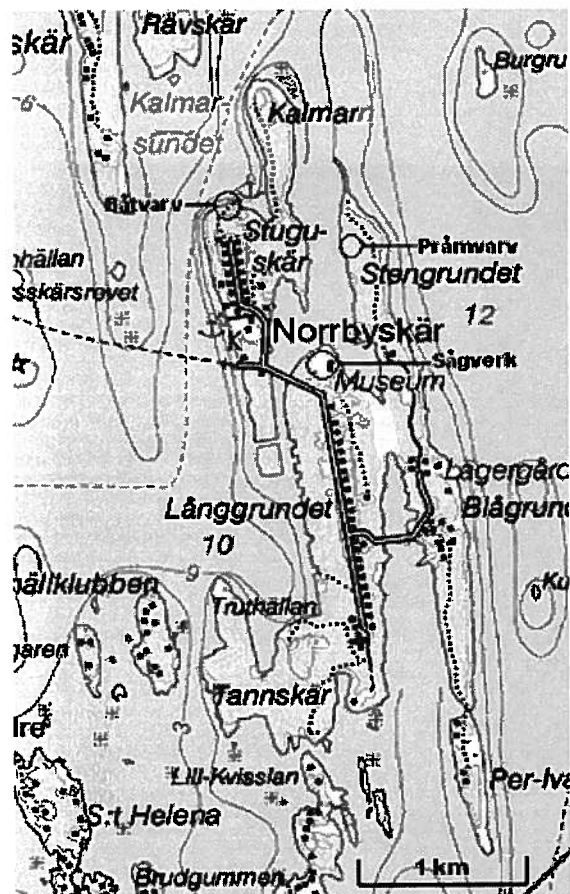
I samband med den översiktliga inventeringen av sågverksområdet uppmärksammades flera potentiellt förorenade områden. Det var bland annat ett båtvarv och ett pråmvarv som varit i bruk under sågverksepoken och i viss utsträckning även efter nedläggningen. Varvsbranschen har enligt Naturvårdsverkets branschlista tilldelats branschklass 2 och definierats som *”byggnation och reparation av fartyg och båtar där halogenerade lösningsmedel och giftiga båtbottnfärger använts i ej ringa omfattning”* (7).

På uppdrag av länsstyrelsen i Västerbottens län syftar detta examensarbete till att inventera och riskklassa de två varven enligt MIFO-modellen samt ge förslag till fortsatta undersökningar.

2. Bakgrund

2.1 Norrbyskärs sågverk

Norrbyskär är en ögrupp utanför Västerbottens kust cirka 3,5 mil söder om Umeå (figur 1). När inlandsisen drog sig tillbaka för cirka 10 000 år sedan bildades drumliner som genom landhöjningen bildade dessa öar i skärgården.



Figur 1. Karta över Norrbyskär. Båtvarv, prämvarv och f.d. sågverkets ungefärliga läge markerat. (© Lantmäteriet Gävle 2008. Medgivande I 2008/1961)

Mellan åren 1895-1952 låg på Norrbyskär en av Europas största sågverksanläggningar som ägdes av Mo Ångsåg AB (figur 1). För att tillgodose arbetarfamiljernas behov hade ett komplett samhälle byggts upp med arbetarbostäder, skola, kyrka, affär, läkare med mera. När produktionen nådde sin höjdpunkt på 1920-talet bodde här omkring 1400 personer. Sågverksepoken är idag ett minne blott, men halvruvtna pråmar och timmerstockar i vattnet vittnar om en tid då Norrbyskär var exploaterat och sprudlade av liv. I dagens Norrbyskär är livet stillsammare, åtminstone vintertid. På sommarhalvåret däremot gästas Norrbyskär av tiotusentals turister och arbetarbostäderna nyttjas som privata sommarbostäder. På grund av de många spår som sågverksepoken lämnat efter sig är miljön klassad som riksintresse för kulturmiljövård (8).

2.2 Norrbyskärs varv

På Norrbyskärs fanns under sågverksepoken två betydelsefulla varv, ett båtvarv och ett pråmvarv (figur 1). Båtvarvet, med namnet Båtslipen låg på Stuguskärs norra udde (figur 2) (9). Där skedde underhåll, reparation och ombyggnationer av Mo Ångsåg AB: s bogser- och hamnbåtar fram till sågverksindustrin lades ner. Därefter, fram till mitten på 80-talet, använde färjebolaget Olofsson & Sandström slipen sporadiskt för underhåll av färjor (6).



Figur 2. Båtslipen, Norrbyskärs 1923. Ur bildarkiv Västerbottens museum. Fotograf: Okänd

Längst ut på Stengrundets norra udde låg pråmvarvet. Där skedde tillverkning och reparation av de pråmar som behövdes för skeppning av virke mellan brädgårdarna och fartygen (10). Eftersom pråmar är lastfartyg utan egna framdrivningsmaskiner måste de förflyttas med hjälp av bogserbåtar. Pråmvarvet byggdes liksom båtvarvet på 1890-talet och användes under sågverksepoken, men också efter avvecklingen. Det finns uppgifter på att det användes periodvis fram till 1970-talet (11).

Tillgången till reparations- och byggnationsvarven var viktiga medel i sågverksbranschen på Norrbyskärs, inte minst för de pråmar och dess bogserbåtar som användes för skeppning av virke. Dessutom kom fartyg som färdats från jordens alla hörn till Norrbyskärs i samband med export av virke och då krävdes ett varv där underhåll och reparation kunde ske.

2.3 Branschspecifika föroreningar

De föroreningar som är vanligt förekommande i varvsindustri är enligt Naturvårdsverkets branschlista halogenerade lösningsmedel och giftiga båtbottnfärger (7). Båtfärger används dels som grundfärger för att skydda och täta träfartyg mot vattenupptag och för att skydda stålskrov mot korrosion, men också som bottenfärger för skydd mot marin påväxt.

Förr var det vanligt att behandla träfartyg med trätjära och tjärbeck (bottensats vid destillation av tjära). I en så kallad drivningsprocess tätades träfartygs däck eller bordläggning med garn (drev) indränkt i trätjära i nåten (mellanrummet mellan två plankor) (12). För att hålla drevgarnet på plats användes uppvärmt och flytande tjärbeck. För att skydda trä mot vattenupptag var det också vanligt att kombinera tjära med olika impregneringsoljor. Dessa kunde innehålla varierande halt av kreosot, antracen och fenoler. För att skydda träskrovet mot skeppsmask och marin påväxt var det vanligt att skrovet kläddes med en tunn kopparplåt, så kallad kopparförhydning (13). På stålskrov fungerade inte detta då det gav upphov till rost på grund av galvaniska strömmar. Istället målades skrovet vanligen med blymönja eller zink (14).

Båtbottnfärger, så kallade antifoulingprodukter används för att skydda fartygsskrov mot marin påväxt och har funnits i hundratals år. Till en början bestod de av allt från tjära, bly, kvicksilver, arsenik, PCB och tennföreningar. Flera av dessa är idag totalförbjudna. Senare kom färger som innehöll kopparoxid, irgarol eller zink (15). Dessa får idag bara användas under reglerade förhållanden (16). Under 1970-talet användes tennorganiska föreningar (tributyltenn, TBT) i stor utsträckning (15). Dessa förbjöds 2003 då allvarliga skador upptäckts på bland annat fisk och blötdjur. Allt eftersom medvetenheten om båtbottnfärgers skadef effekter på vattenlevande växt- och djurarter ökat har kraven för användning blivit allt strängare.

Vid skrapning/slipning/blästring och rengöring liksom vid målning av skrov hamnar rester från grund- och båtbottnfärger på marken. Detsamma gäller spill från hantering av oljor och lösningsmedel. Väl i mark kan föroreningar spridas och orsaka skada i såväl mark- som vattenområden.

2.4 Metodik för inventering av förorenade områden

För att utreda föroreningssituationerna vid varven tillämpas MIFO-modellen. Den är indelad i två faser, den orienterande fas 1 och översiktliga undersökningar fas 2. Metoden bygger på studier av kartor och arkivmaterial, undersökningar samt fältstudier och provtagning i olika medier som mark, sediment, ytvatten etcetera. Utifrån resultaten görs en samlad riskbedömning av föroreningars farlighet, föroreningsnivåer, spridningsförutsättningar och områdets känslighet och skyddsvärde. Den samlade riskbedömningen resulterar i att objekten placeras i en av fyra riskklasser, där riskklass 1 innebär mycket stor risk för människors hälsa och miljön. Riskklassning kan ske i bägge faser men den som utförs i fas 2 är mer tillförlitlig än klassningar som görs i fas 1 eller i BKL.

2.4.1 Föroreningars farlighet

Med föroreningars farlighet menas ämnets inneboende möjlighet att skada människa och miljö, det vill säga ämnets toxicitet (5). Vid bedömningen av föroreningars farlighet tas ingen hänsyn till föroreningars samverkans effekter, men områdets totala risk bedöms som högre om fler föroreningar förekommer på objektet. För att underlätta bedömningen har Kemikalieinspektionen bedömt och sammanställt farligheten hos ett antal vanligt förekommande föroreningar i förorenade områden (bilaga 2).

2.4.2 Föroreningsnivåer

För att utreda hur förorenade objekten är och bedöma risker behövs information gällande enskilda föroreningars halter i de medier de förekommer, samt mängder och volymer förorenade massor (5). Bedömning av föroreningsnivån sker utifrån en sammanvägning av tillstånd, avvikelser samt mängd och volym förorenade massor (bilaga 3). För bedömning av tillstånd används effektbaserade riktvärden anpassade efter den aktuella markanvändningen i området (bilaga 4). Förhållandet mellan uppmätta föroreningshalter och de generella riktvärdena ger ett mått på det förorenade områdets tillstånd. Om endast ett fåtal prover tagits (1-5) används den högsta uppmätta föroreningshalten vid tillståndsbedömningen. För att bedöma avvikelser, det vill säga i vilken grad objekten är påverkade av punktkällor, jämförs uppmätta föroreningshalter med referensvärden (jämförvärden) som tagits i närområdet. Bedömning av mängden föroreningar relateras till föroreningars farlighet och volym förorenade massor uppskattas oavsett halter och vilken förorening det gäller.

2.4.3 Spridningsförutsättningar

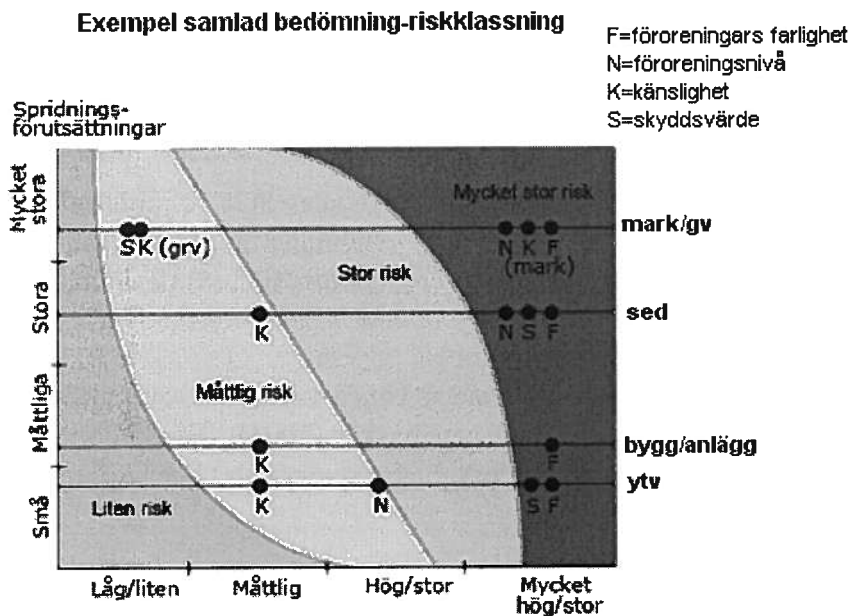
Föroreningar kan spridas inom ett förorenat område och till dess omgivningar på ett flertal olika sätt. Beroende på områdets karaktär kan spridning ske från och till byggnader och anläggningar, i mark och grundvatten, från mark och grundvatten till ytvatten, i ytvatten och i sediment (5). Vid bedömning av spridningsförutsättningar beaktas föroreningars kemiska och fysikaliska egenskaper, geohydrologiska och markkemiska förhållanden i påverkansområdet, områdets topografi och grundvattnets strömningsriktningar, samt var föroreningar är lokaliserade idag (bilaga 5). Risken för negativa effekter på hälsa och/eller miljö ökar i allmänhet ju större förutsättningarna för spridning är.

2.4.4 Känslighet och skyddsvärde

Bedömningen av känslighet och skyddsvärde delas upp i en känslighetsbedömning för människa och en skyddsvärdesbedömning för miljön (bilaga 6). Känsligheten bedöms utifrån markanvändningen, vilket i sin tur grundas på de exponeringsrisker som människor kan utsättas för i det förorenade området idag och i framtiden (5). Exponeringsrisker för människa bedöms utifrån individnivå och är oberoende av hur många människor som exponeras. Ligger föroreningen ytligt i jord kan exempelvis barn exponeras genom direktintag av jord. Andra typer av exponering är inandning av ångor och dammpartiklar. Exponering kan också ske via intag av grönsaker som odlats i det förorenade området eller genom dricksvatten som förorenats. Arter och ekosystem kan likaså exponeras av föroreningar och ingår i bedömningen av objektets skyddsvärde.

2.4.5 Riskklassning

I figur 3 illustreras ett exempel på en samlad riskbedömning. Spridningsförutsättningar anges horisontellt i diagrammet, en linje för spridning i mark och grundvatten samt till ytvatten, en för spridning i ytvatten, en för spridning i sediment samt en för spridning från eller till byggnader och anläggningar. På varje linje markeras föroreningarnas farlighet (F), föroreningsnivå (N) samt känslighet (K) och skyddsvärde (S). Markeringarnas lägen avspeglar vilken riskklass området ska placeras. Om markeringarna hamnar i flera olika riskklasser måste bedömningen göras utifrån vilken riskklass som bäst karakteriserar området. I exemplet nedan bedöms risken för hälso- och miljöskador som mycket stor och objektet placeras i riskklass 1.



Figur 3. Exempel på en samlad bedömning – riskklassning (17).

3. Metod

Inventering och riskklassning av de två potentiellt förorenade områdena vid båtvarvet och pråmvarvet sker enligt MIFO-metoden fas 1 och fas 2.

3.1 MIFO fas 1

I den första orienterande fasen insamlas information om objektens verksamhetshistorik, omgivningsförhållanden, aktuell markanvändning och skyddsvärd natur. Informationen används för att översiktligt bedöma om objekten är förorenade, vilka föroreningar som troligen förekommer samt lokalisera var eventuella punktutsläpp har skett. Den aktuella markanvändningen i området ligger till grund för bedömning av de exponeringsrisker människor och miljön kan utsättas för. Resultaten i fas 1 utgör ett underlag för de studier som utförs i fas 2.

3.1.1 Arkiv och litteraturstudier

För information om objektens industrihistoria och förekommande föroreningar studerades kopior ur Huvud och avräkningsböcker från Mo Ångsågs: s arkivmaterial. Vid bildarkivet på Västerbottens museum studerades gamla foton och bilder från Norrbyskär. Övrig information inhämtades ur litteratur och skrifter från bibliotek och Internet.

3.1.2 Kartstudier

För översiktliga omgivningsbeskrivningar innan studier i fält studerades SGU: s jordarts- och terrängkartor samt flygfoton över området. Det insamlade materialet användes som ett komplement till de översiktliga geo- och hydrologiska beskrivningarna som utfördes i fas 2.

3.1.3 Bedömning av markanvändning och skyddsvärd natur

För bedömning av markanvändning på objekten studerades Umeå kommuns översiktsplan (1998) samt Umeå kommuns områdesbestämmelser för Norrbyskär (2003). För bedömning av naturmiljöns skyddsvärde studerades Länsstyrelsens naturvårdsplaner och Umeå kommuns olika typer av naturinventeringar.

3.2 MIFO fas 2

Utifrån resultaten från de orienterande studierna i fas 1 utförs i den andra fasen översiktliga undersökningar genom fältstudier och provtagning. Provtagningen ska undersöka halter av föroreningar i mark och fältstudier ska beskriva de geologiska och geohydrologiska förhållandena i påverkansområdet. Detta för att få en bild av föroreningarnas spridningsförutsättningar. Slutligen görs en samlad riskbedömning och objekten riskklassas.

3.2.1 Områdesbeskrivning

I fält studerades områdets växtlighet, närhet till bostadsbebyggelse och grundvattenbrunnar samt förekomst av byggnader/anläggningar.

3.2.2 Geologiska och geohydrologiska förhållanden

Information om de geologiska och geohydrologiska förhållandena i påverkansområdet inhämtades från jordartskartor och topografiska kartor över området samt vid fältstudier.

3.2.3 Provtagningsmetod och val av analyser

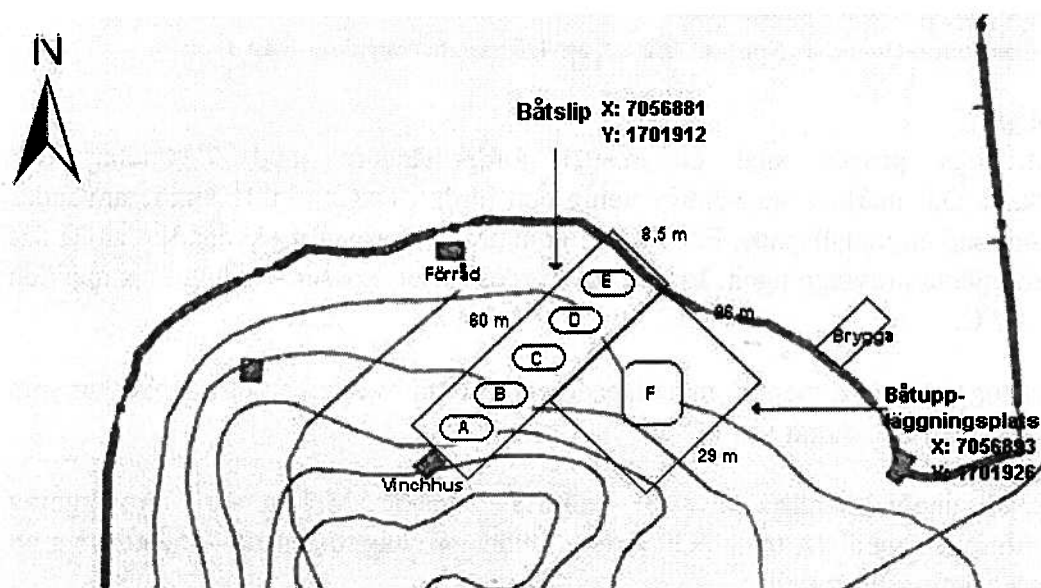
Utifrån de verksamhetshistoriska uppgifter som framkommit i fas 1 utfördes *riktad provtagning* i mark vid det som förväntades utgöra punktkällor på objekten. Ett referensprov togs i närområdet (Stengrundet) som skulle motsvara de aktuella ämnenas naturliga förekomster om områdena inte varit förorenade av punktkällor (bilaga 1).

Då båtvarvet i stor utsträckning använts för underhållsarbeten som slipning av skrov och målning med diverse grund- och båtbottnfärger analyserades förekomst av bly, zink, koppar och kvicksilver. Andra tungmetaller som exempelvis arsenik och tenn, samt föroreningar som härstammar från användning av olika tjär- och petroleumprodukter analyserades ej. Utifrån bakgrundsinformation om branschspecifika föroreningar antas dock att även dessa föroreningar kan påträffas i mark och möjligen i andra medier.

Vid pråmvarvet analyseras förekomst av PAH då det enligt uppgifter använts stora mängder tjära för tjärning av pråmar (6).

3.2.4 Provtagningspunkter

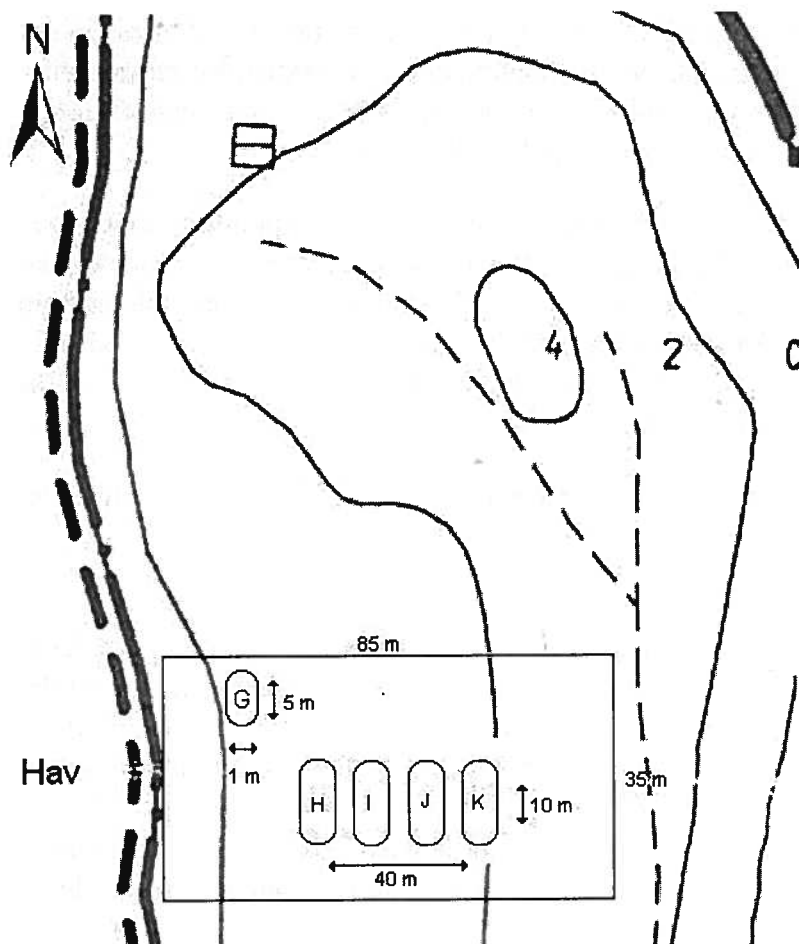
Efter inmätning av båtvarvets två huvudområden båtslip och båtuppläggningsplats placerades provpunkterna inom de uppmätta delområdena där provtagning var möjlig att genomföra (figur 4 och bilaga 1). Båtslipen delades in i fem delområden (A-E) inom vilka fem ytliga jordprover togs på 0-20 cm djup. De fem ytliga jordproverna bildade ett samlingsprov för varje delområde. För att undersöka om föroreningar eventuellt spridit sig till djupare marklager togs ett jordprov i varje delområde på 20-40 cm djup. Vid båtuppläggningsplatsen togs fem ytliga (0-20 cm) jordprover inom det uppmätta området (F) som sedan bildade ett samlingsprov.



Figur 4. Provpunkter vid Båtslipen, Stuguskär.

(Umeå kommun; Områdesbestämmelser Norrbyskär 2003. Medgivande Länsstyrelsen Västerbotten)

Vid pråmvarvet mättes objektets utbredning upp och delades in i fem delområden där provtagning var möjlig att genomföra (figur 5 och bilaga 1). I varje delområde (G, H, I, J, K) togs två delprover på 0- 30 cm djup som sedan bildade ett samlingsprov.



Figur 5. Provpunkter vid pråmvarvet, Stengrundet.

(Umeå kommun; Områdesbestämmelser Norrbyskäer 2003. Medgivande Länsstyrelsen Västerbotten)

3.2.5 Provtagning

Vid båtvarvet togs prover med en rostfri jordprovtagare med T-handtag och djupmätningsskala. Där marken var väldigt stenig och jordprovtagaren inte kunde användas grävdes för hand med en metallspade. För att inte kontaminera provet med metaller användes en plastspade för själva provtagningen. Jorden överfördes till plastpåsar som märktes upp och förvarades vid + 7°C.

Vid pråmvarvet togs proverna med en metallspade och jorden överfördes till glasburkar som märktes upp och förvarades mörkt vid + 7°C.

För att inte kontaminera proverna användes talkfria handskar. Mellan varje provtagning rengjordes utrustningen med ren trasa och vatten. Under provtagningen dokumenterades all data i ett jordprovtagningsprotokoll.

3.3 Kemiska analyser

Kemiska analyser utfördes under handledning av Carola Sjögren (Institutionen för ekologi, miljö & geovetenskap), Staffan Lundstedt (Kemiska institutionen) och Richard Bindler (Institutionen för ekologi, miljö & geovetenskap) vid Umeå Universitet.

3.3.1 Förbehandling av jordprover

Förbehandling av prover skedde enligt SS- ISO 11464. Metallprover homogeniserades och torkades i torkskåp vid + 37°C. Efter torkning siktades jordproven genom 2 mm:s skikt och innan analys krossades de finare fraktionerna för hand med hjälp av stöt och mortel.

PAH- proverna homogeniserades och torkades i rumstemperatur för att förhindra eventuella omvandlingsprocesser som kan ske vid högre temperaturer. De torkade proven siktades genom 2 mm:s skikt.

3.3.2 Bestämning av torrsubstans, vattenkvot

Bestämningen utfördes enligt SS ISO 11 465. En mängd jord från proverna torkades vid 105°C i 24 h. Differensen i massa av mängden jord före och efter torkning används för att beräkna torrsubstanshalten (TS i %) och vattenkvot (H₂O i %) enligt:

$$TS = \frac{m_2 - m_0}{m_1 - m_0} \times 100$$

$$H_2O = \frac{m_2 - m_0}{m_1 - m_0} \times 100$$

m_0 = massan i gram av den tomma burken

m_1 = massan i gram av burken med lufttorkad jord

m_2 = massan i gram av burk med torkad jord

3.3.3 Bestämning av glödningsförlust

För PAH- proverna bestämdes den organiska halten genom glödning vid 550°C under 5 timmar av ett vid 105°C torkat prov (enligt SS 02 81 13). Med glödningsförlust menas massaförlusten vid glödning i jämförelse med den torkade jordens massa innan glödning enligt:

$$g = \frac{m_1 - m_2}{m_1 - m_3} \times 100$$

g = glödningsförlust (%)

m_1 = massan degel och torkat prov 105°C (g)

m_2 = massan degel och torkat prov 550°C (g)

m_3 = massan degel (g)

3.3.4 Bestämning av bly, koppar och zink

Det torkade proverna vägdes in och extraherades (enligt SS 02 83 11) med salpetersyra (7mol/l) i autoklav vid 120°C i 30 min. Extraktet filtrerades och späddes till 50 ml med salpetersyra. Därefter analyserades halter av spårmetaller i extraktet med atomabsorptionsspektrofotometri i flamma (enligt SS 02 81 50, SS 02 81 52).

3.3.5 Bestämning av kvicksilver

Det torkade proverna vägdes in i metallbåtar som analyserades i en Leco AMA254. Analysen utfördes enligt EPA:s (Environmental Protection Agency) metod 7473. Apparaten upphettade provet tills att kvicksilvret förångades. Koncentrationen kvicksilver i jordprovet räknades ut med hjälp av den förångade kvicksilverhalten, absorbansen, provets vikt och kalibreringskurvan. Kalibreringskurvan verifierades mot referensprover som innehöll en bestämd koncentration av kvicksilver. För att kontrollera analysens noggrannhet utfördes dubbla replikat efter tio analyser.

3.3.6 Bestämning av PAH med GC/MS

Bestämning av PAH utfördes enligt upparbetad metod (18). Före extraktion sattes lufttorkade och homogeniserade prover samt upparbetad blank i ASE-celler innehållande kiselgel (2 % H₂O) och cellulosafilter. Till proverna och blanken tillsattes en intern standard (innehållande deuterad PAH). Proverna extraherades med ASE 200 (Accelerated Solvent Extraktion System) vid 120°C och tryck 14 Mpa i 3 gånger 5 min statisk extraktion. Som lösningsmedel användes Cyklohexan/DCM (9:1). Med hjälp av kiselgel som tidigare satts i cellen kunde upprensning ske samtidigt som extraktionen. En PAH- standard upparbetades och användes vid tolkning av analysresultaten. Efter extraktion indunstades proverna och blanken i en Turbovap varefter en recovery standard (deuterad PAH) tillsattes innan analyserna kördes i en gaskromatograf kopplad till en massdetektor.

4. Resultat

4.1 MIFO fas 1

I MIFO fas 1 redovisas resultaten från arkiv- litteratur och kartstudier.

4.1.1 Verksamhetsbeskrivningar

Vid båtvarvet utfördes byggnation och ombyggnationer av Mo Ångsåg AB:s bogser- och hamnbåtar (figur 6). I basningsanläggningen intill ångades trävirket för att lättare kunna formas vid båtbyggen (19). För att underhålla båtarna drogs de upp med hjälp av el-vinschar från ett vinschhus och stora vagnar på räls från undervattensläge (20). På uppläggningsplatsen bredvid rälsen låg under vinterhalvåret båtar på bredd för underhåll och reparation. Underhållsarbeten vid slipen bestod av att blåstra stålskrov eller skrapa/slipa träskrov med efterföljande påföring av grund- och båtbottnfärger. I anslutning till varvet fanns en mekanisk verkstad, den är idag riven.



Figur 6. Båtvarvet på Stuguskär, med utsikt över båtuppläggningsplatsen. Ur bildarkivet Västerbottens museum.

Fotograf: Okänd

Vid pråmvarvet tillverkades och reparerades de pråmar som behövdes för att transportera virke och spill (figur 7). För tillverkning av en transportpråm behövdes förutom virket 200 kg skeppsdräv, 60 kg beck, ett fat trätjära och ett fat impregneringsolja (21). Arbetet vid pråmvarvet bestod av diverse träarbeten, tjärning samt basning av virke samt olika smidesarbeten inklusive gängning av bultar.



Figur 7. Gamla pråmar från Norrbyskärs. Fotograf: Kristin Stadling

4.1.2 Föroreningar

I huvud- och avräkningsböcker från Mo Ångsåg AB framkom uppgifter om stora inköp av blymönja, carbolineum, stenkolstjära och trätjära under åren 1910, 1930, 1939, 1941 och 1944 (21). Dessa produkter har förmodligen använts i stor utsträckning vid varven. Carbolineum är en impregneringsolja som består av en blandning med olika destillationsprodukter ur stenkolstjära och trätjära innehållande fenoler, kreosot etcetera (22). Den användes för att skydda trä mot röta och svampangrepp.

4.1.3 Aktuell markanvändning och skyddsvärd natur

Norrbyskärs har under sommaren ett stort antal besökare och med anledning av öns fascinerande industrihistoria är det forna samhället och dess natur av regionalt intresse för det rörliga friluftslivet (23). Här finns möjlighet till historievandring i den vackra skärgårdsmiljön och bad och fiske i de många vikarna. På ön bedrivs också lägerverksamhet för barn och ungdomar. Miljön är av riksintresse för kulturmiljövården och i söder gränsar ögruppen till naturreservatet Snöanskärgården.

De områden på Norrbyskärs där människor bor, arbetar och har lägerverksamhet klassas enligt Naturvårdsverket som känslig markanvändning (24). Områdena vid varven är två viktiga sevärdheter, men människor bedöms endast vistas där tillfälligt och markanvändningen är därmed mindre känslig. De exponerade grupperna är människor som besöker sevärdheterna och fiskar samt badar i anslutning till varven. Närmaste grundvattenbrunn ligger på ett avstånd av mer än 200 meter från objekten.

Gällande Norrbyskärs skyddsvärda natur finns enligt en naturinventering som utförts av Umeå kommun 40 hektar biologiskt värdefull kustlövsskog av högsta naturvärde (25). I övrigt finns inga specifika bevarandevärden, men naturmiljöns betydelse för det rörliga friluftslivet och rekreation är viktig att beakta.

4.2 MIFO fas 2

I MIFO fas 2 redovisas resultat från fältstudier och jordprovtagning samt den samlade riskbedömningen som gjorts utifrån information gällande föroreningarnas farlighet, föroreningsnivåer, spridningsförutsättningar och objektets känslighet och skyddsvärde.

4.2.1 Områdesbeskrivningar

I området vid båtvarvet karaktäriseras växtligheten av al, björk och rönn. Närmaste bostadsbebyggelse ligger cirka 150 meter från objektet. På området finns en båtslip i mycket dåligt skick med ett gammalt vinschhus i direkt anslutning till slipen. Intill slipen finns en båtuppläggningsplats. I vinschuset och på slipen och uppläggningsplatsen finns stänk från båtfärger och spill från hantering av oljor. På mark och i strandkanten intill varvet finns färgklumpar, spikar, skruvar, muttrar och annat skrot (bilaga 7).

Växtligheten vid pråmvarvet karaktäriseras i huvudsak av lövskog med enstaka mindre granar. Närmast marken finns gott om lingon- och blåbärsris. Över hela området ligger timmerbråte som pråmar lades upp på för behandling. Här och var i skogen hittas tjärklumpar och både i skogen och på stranden ligger gamla sönderrostade tunnor (bilaga 8). I anslutning till pråmvarvet finns en stuga och en grillplats. Avstånd till närmaste bostadsbebyggelse uppskattas till en dryg kilometer.

4.2.2 Geologiska och geohydrologiska förhållanden

Vid båtvarvet sluttar marken med någon procents lutning ned mot havet. Högst upp i terrängen, strax ovan båtvarvet finns hällmark med berg i dagen. Jordarten utgörs i området av osorterad bottenmorän som är den typiska jordarten för en drumlin. Längre ned i terrängen, närmare havet övergår jordarten i mer finkornigt sediment blandat med större stenar som möjligen kommer från användning av utfyllnadsmassor. Ovan det minerogena skiktet finns med varierad tjocklek (20-40 cm) ett organiskt skikt bestående av mår blandat med halvruvtna träbitar från båtslip och båtuppläggningsplats. I området närmast havet är jorden kompakt och svårdränerad jämfört med högre upp i terrängen där kornstorleken är mycket varierande.

Liksom vid båtvarvet utgörs jordarten vid pråmvarvet av osorterad bottenmorän. Marken sluttar svag ned mot havet och längre ned i terrängen övergår jordarten allt mer i finkornigt svallsediment. Ovan det minerogena skiktet finns ett organiskt skikt (10-30 cm) bestående av mår blandat med träbitar från timmerstockar. Närmast havet sker dräneringen i mark betydligt långsammare än högre upp i terrängen där jordarten är mer grovkornig.

4.2.3 Analysresultat

I tabell 2 och 3 redovisas resultaten från metallanalyserna vid båtvarvet. Då analysresultaten från båtslipen innefattar fem samlingsprover från det ytliga markskiktet (A1-E1) och fem prover från de djupare (A2-E2) beräknades medelvärden och standardavvikelser. För samtliga analysresultat se bilaga 9. Bedömning om tillstånd baserades på de högst uppmätta föroreningshalterna och jämfördes med Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark vid mindre känslig markanvändning. Eftersom båtvarvet ligger intill områden med känslig markanvändning visas Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning inom parantes. Vid bedömning av påverkan från punktkällor jämfördes de högsta föroreningshalterna med ett referensvärde som tagits på Stengrundet.

Tabell 2. Metallanalyser från Båtslipen, Stuguskär. Riktvärden från Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark, bilaga 4. Referensvärde från Stengrundet, koordinater i bilaga 1. Tillstånd och påverkan av punktkällor enligt bedömningsgrunder i bilaga 3.

Båtslipen		Förorening	Föroreningsnivå mg/kg ts		Ref mg/kg ts	Riktvärde mg/kg ts MKM/KM	Tillstånd	Påverkan av punktkällor
Punkt	n		$\bar{x} \pm SE$	Max				
A1-E1	5*	Koppar	1037	211	9	200/(80)	Allvarligt	Mycket stor
A2-E2	5		344	309				
A1-E1	5*	Zink	8480	3286	100	500/(250)	Mycket allvarligt	Mycket stor
A2-E2	5		2980	2812				
A1-E1	5*	Bly	14183	6057	200	400/(50)	Mycket allvarligt	Mycket stor
A2-E2	5		14540	6701				
A1-E1	5*	Kvicksilver	3,0	1,3	0,1	2,5/(0,25)	Måttligt allvarligt	Mycket stor
A2-E2	5		1,5	1,5				

* 5 samlingsprover á 5 delprover.

Tabell 3. Metallanalyser vid båtuppläggningsplats, Stuguskär. Riktvärden från Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark, bilaga 4. Referensvärde från Stengrundet, koordinater i bilaga 1. Tillstånd och påverkan av punktkällor enligt bedömningsgrunder, bilaga 3.

Båtuppläggningsplats		Förorening	Föroreningsnivå mg/kg ts	Ref mg/kg ts	Riktvärde mg/kg ts MKM/KM	Tillstånd	Påverkan av punktkälla
Punkt	N						
F	1*	Koppar	1181	9	200/(80)	Allvarligt	Mycket stor
		Zink	4200	100	500/(250)	Mycket allvarligt	Mycket stor
		Bly	12400	200	400/(50)	Mycket allvarligt	Mycket stor
		Kvicksilver	7	0,1	2,5/(0,25)	Måttligt allvarligt	Mycket stor

* 1 Samlingsprov á 5 delprover.

I tabell 4 redovisas analysresultat från pråmvarvet, Stengrundet (fullständig analysdata se bilaga 9). Tillståndet vid de olika provpunkterna (G-K) baseras på förhållandet mellan uppmätta föroreningshalter och Naturvårdsverkets generella riktvärden för summa PAH enligt:

- PAH - L = summan PAH med låg molekylvikt dvs. naftalen, acenaften och acenaftylen
- PAH - M = summan PAH med medelhög molekylvikt dvs. fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren.
- PAH - H = summan PAH med hög molekylvikt dvs. bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten och bens(a)pyren, dibens(ah)antracen, benso(ghi)perylen och indeno(123cd)pyren

PAH som ingår i grupperna PAH-H och PAH-M klassas som cancerogena.

För bedömning om påverkan från punktkällor jämförs uppmätta föroreningshalter med referensvärdet som tagits i närområdet.

Tabell 4. PAH – analyser vid pråmvarvet, Stengrundet. Riktvärden från Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark vid mindre känslig markanvändning, känslig markanvändning inom parantes, bilaga 4. Referensvärde från närområdet, koordinater i bilaga 1. Tillstånd och påverkan av punktkällor enligt bedömningsgrunder, bilaga 3.

Pråmvarv		Förorening	Föroreningsnivå [mg/kg TS]	Ref [mg/kgTS]	Riktvärde [mg/kg ts] MKM/KM	Tillstånd	Påverkan av punktkälla
Punkt	N						
G	1*	S:a PAH L	4	0,2	15/(3)	Mindre allvarligt	Stor
		S:a PAH M	3303	0,4	20/(3)	Mycket allvarligt	Mycket stor
		S:a PAH H	1148	0,4	10/(1)	Mycket allvarligt	Mycket stor
H	1*	S:a PAH L	0,6	0,2	15/(3)	Mindre allvarligt	Trolig
		S:a PAH M	4	0,4	20/(3)	Mindre allvarligt	Stor
		S:a PAH H	4	0,4	10/(1)	Mindre allvarligt	Stor
I	1*	S:a PAH L	0,8	0,2	15/(3)	Mindre allvarligt	Trolig
		S:a PAH M	4	0,4	20/(3)	Mindre allvarligt	Stor
		S:a PAH H	4	0,4	10/(1)	Mindre allvarligt	Stor
J	1*	S:a PAH L	2	0,2	15/(3)	Mindre allvarligt	Stor
		S:a PAH M	27	0,4	20/(3)	Måttligt allvarligt	Mycket stor
		S:a PAH H	33	0,4	10/(1)	Allvarligt	Mycket stor
K	1*	S:a PAH L	1	0,2	15/(3)	Mindre allvarligt	Stor
		S:a PAH M	13	0,4	20/(3)	Mindre allvarligt	Mycket stor
		S:a PAH H	13	0,4	10/(1)	Måttligt allvarligt	Mycket stor

* Samlingsprov (1 a´ 2 delprover)

4.3 Samlad riskbedömning - båtvarvet

4.3.1 Föroreningarnas farlighet

Vid båtvarvet påvisades höga halter zink, koppar, bly och kvicksilver i marken. För bedömning av föroreningars farlighet användes Kemikalieinspektionens klassificering och föreskrifter av olika ämnen (bilaga 2).

Zink har enligt Kemikalieinspektionens farlighetsbedömning måttlig farlighet, vilket motsvarar faroklasserna hälsoskadlig, irriterande och miljöfarlig. Ett exempel på en båtbottnfärg innehållande zink är zinkpyrition. Ämnet och dess nedbrytningsprodukter har en mycket hög giftighet för ett flertal vattenlevande organismer (26). Zinkpyrition i båtbottnfärg finns endast godkänt i produkter för yrkesmässig användning och inte i konsumentprodukter. Ur hälsoaspekt kan färger innehållande zinkpyrition orsaka ögon- och hudirritation.

Koppar har enligt Kemikalieinspektionens bedömning hög farlighet och föroreningarna bedöms som giftiga, frätande och miljöfarliga. Ämnet har under många år använts och varit ett effektivt medel mot påväxt på båtbottnar. Dess giftighet beror på vattenkemiska egenskaper som pH, salthalt, alkalinitet, förekomst av komplexbildande substanser etcetera. Vattenkemin styr biotillgängligheten och det är endast de fria kopparjonerna som kan tas upp av organismer och orsaka skada på biota (27). I mark kan koppar ligga stilla länge innan det transporteras ned till grundvatten, sediment och till ytvatten. Hälsorisker med färger innehållande koppar är främst irritation i luftvägar (28).

Bly bedöms vara av mycket hög farlig- och giftighet. Enligt studier har bly en mycket lång uppehållstid i mark och i det ytliga markskiktet kan uppehållstiden vara flera hundra år, upptill tusentals år i de djupare marklagren (29). I det ytliga marksiktet kan exponering av bly medföra effekter på markorganismer och innebära risker för att däggdjur och fåglar exponeras (30). Människors exponering för bly kan medföra nervskador, försämrad kognitiv utveckling samt nedsatt intellektuell prestationsförmåga, speciellt känsliga är foster och barn. Båtbottnfärg innehållande blymönja får idag endast användas i yrkesmässigt bruk och användningen begränsas i Kemikalieinspektionens föreskrifter.

Kvicksilver bedöms vara av mycket hög farlig- och giftighet. Ämnet användes på grund av sin giftighet länge som skydd från påväxt på skrov. Väl i mark och sediment kan kvicksilver bindas hårt till organiskt material och uppehålla sig under en lång tid (29). Dess höga ångtryck kan dock göra att det förångas och blir biotillgängligt. I mark och vattenmiljöer kan kvicksilver omvandlas till metylkvicksilver och bioackumuleras i näringskedjan (30). Kvicksilver och dess föreningar, främst metylkvicksilver är mycket toxiskt och exponering hämmar det centrala nervsystemet och dess utveckling. Eftersom metylkvicksilver kan bioackumuleras kan det överföras till fostret och trots mycket låga halter hämma dess mentala utveckling. Kvicksilver kan också medföra negativa effekter på hjärt-kärlsystemet, immunsystemet, reproduktionssystemet och njurarna. I vattenmiljöer har ibland fiskar så höga kvicksilverhalter att exempelvis gravida avråds från att vissa äta insjöfiskar/havsfiskerarter.

4.3.2 Föroreningsnivåer

Med avseende på uppmätta föroreningshalter vid båtslipen och båtuppläggningsplatsen har tillståndet på objektet bedömts som mycket allvarligt (tabell 2, 3). Föroreningshalterna för exempelvis zink och bly överskrider Naturvårdsverkets generella riktvärden mer än 10 gånger. De uppmätta halterna avviker kraftigt från referensvärdena och visar på stor till mycket stor påverkan från punktkällor. Mängden föroreningar bedöms som stor utifrån mängden föroreningar med hög och mycket hög farlighet (bilaga 4). Bedömningen av volym förorenade massor är mycket osäker men uppskattas utifrån inmätningen av båtslip och uppläggningsplats samt provtagningsdjupet (40 cm) till en volym på cirka 500-1000 m³, vilket motsvarar en liten volym förorenade massor. Sammanfattningsvis bedöms föroreningsnivån på objektet som mycket hög.

4.3.3 Spridningsförutsättningar

Trots att cirka 30 år gått sedan nedläggningen av båtvarvet återfinns stora mängder föroreningar i det översta markskiktet. Jordarten i området karaktäriseras av grusig morän högst upp i terrängen för att närmare havet övergå i mer sandig morän. Den hydrauliska konduktiviteten för grusig sandig morän uppskattas till cirka 10^{-6} – 10^{-7} m/s vid 1 % lutning av grundvattenytan (5). Detta ger en strömningshastighet på cirka 0,1-1 m/år vilket möjliggör stora spridningsförutsättningar från mark till grundvatten (bilaga 5). Föroreningsspridningen begränsas dock av metalljoners benägenhet att binda till partiklar och organiskt material och fastläggas i marken (31). Ju högre ler- och humushalt samt mindre kornstorlek i jorden, desto hårdare binds metalljonerna. Metaller rörelse i mark påverkas också i stor utsträckning av pH-värdet. I sura miljöer ökar lösligheten, medan lösligheten minskar i mer neutrala jordar.

Resultaten från provtagningen påvisade mycket höga föroreningshalterna i det översta mårlagret där den organiska halten är hög, men visade också att föroreningarna spridits ned till 40 cm: s djup (tabell 2). Då inga grundvattenundersökningar gjorts kan inga resultat påvisa huruvida föroreningar spridits från mark till grundvatten. I anslutning till båtvarvet har dock sedimentprover avseende tungmetaller analyserats (32). Dessa visade inte på förhöjda halter, vilket kan betyda att ingen spridning har skett eller att föroreningarna inte ackumulerats i sedimentet vid provtagningspunkterna utanför varvet.

Trots att ingen spridning till sedimentet tycks skett, bedöms spridningsförutsättningarna från mark och grundvatten till ytvatten som måttliga till stora. Detta för att föroreningar i det översta markskiktet kan transporteras till havet via ytavrinning eller med dammpartiklar vid blåst. Spridningsförutsättningarna i sediment och från sediment till ytvattnet bedöms som små till måttliga. Transport i sedimentet kan i viss mån påverkas av havsvågor och belastning från båttrafik då det finns en risk att föroreningar virvlar upp och transporteras till ytvattnet. Spridningsförutsättningarna i ytvattnet bedöms dock som små med anledning av tungmetallernas benägenhet att binda till organiskt material och sedimentera.

4.3.4 Känslighet och skyddsvärde

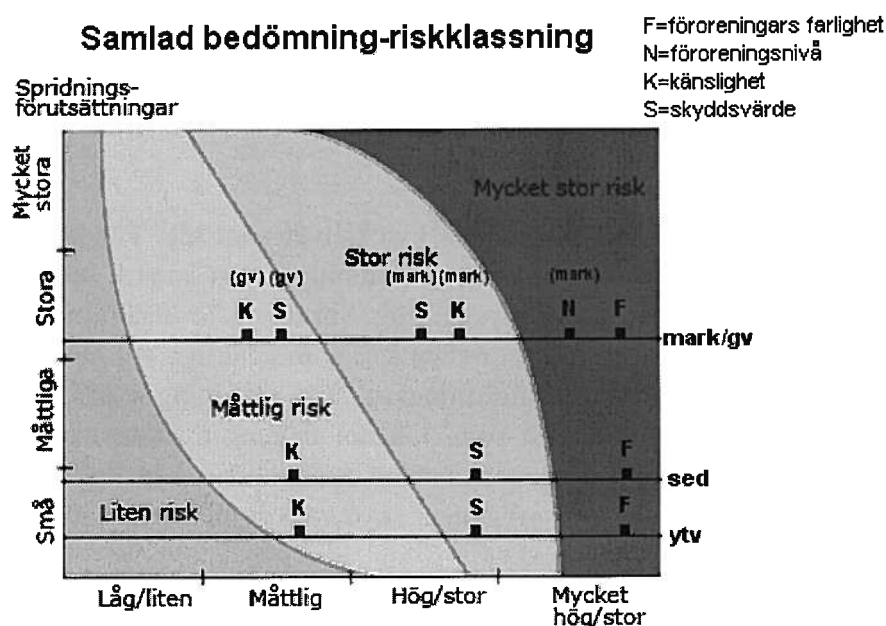
Med anledning av det rörliga friluftslivet i området bedöms känsligheten i mark som stor. Människor kan i området exponeras av bly i samband med damning under torra perioder och genom intag av jord, där barn är en extra känslig målgrupp. Grundvattnets känslighet bedöms som måttlig då inget uttag sker inom 200 meter. För sediment och ytvatten bedöms känsligheten som måttlig då inga förhöjda halter uppmätts i sedimentet strax utanför varvet, men risker för exponering är vid kontakt med förorenat sediment och ytvatten i samband med bad och fiske.

Mot bakgrund av Umeå kommuns inventering om värdefulla naturvärden på Norrbyskärs och naturmiljöns betydelse för friluftsliv och rekreation bedöms objektets skyddsvärde i mark som stort. Förhöjda halter tungmetaller i marken kan dessutom orsaka negativa effekter på markorganismer, däggdjur och fåglar. Då inget grundvattenuttag sker inom 200 meter bedöms skyddsvärdet för grundvatten som måttligt. Skyddsvärdet för sediment och ytvatten bedöms liksom för mark utifrån rekreationssynpunkt som stort. Skärgårdens vikar är dessutom viktiga häckningsbiotoper för fåglar och uppväxtområden för fisk.

4.3.5 Riskklassning

Föroreningars farlighet bedöms som mycket hög för såväl kvicksilver som bly. För koppar och zink bedöms farligheten som hög respektive måttlig. Föroreningsnivån i mark bedöms med avseende på uppmätta halter och mängder som mycket hög. Spridningsförutsättningarna i mark och grundvatten samt till ytvatten bedöms sammantaget som måttliga till stora då objektet ligger i direkt anslutning till havet. Förutsättningarna för spridning i sediment bedöms som små till måttliga och i ytvatten som små. Utifrån dagens markanvändning bedöms såväl känsligheten som skyddsvärdet i mark som stor/t. Grundvattnets känslighet och skyddsvärde bedöms som måttlig/t. Sediment och ytvattnets skyddsvärde bedöms som stort och dess känslighet som måttlig.

Den samlade riskbedömningen visar att lika många punkter placerats inom områdena för måttlig, stor och mycket stor risk för människors hälsa och miljö (figur 8). Med anledning av de mycket höga föroreningshalterna samt objektets höga skyddsvärde bedöms objektet tillhöra riskklass 1 eller 2. Då känsligheten dvs. exponeringsriskerna i samtliga medier förutom mark bedöms som måttlig och inget grundvattenuttag sker på området blir den slutliga bedömningen att objektet ska placeras i riskklass 2.



Figur 8. Riskklassning av båtvarvet Stuguskär, enligt MIFO-modellen.

4.4 Samlad riskbedömning - pråmvarvet

4.4.1 Föroreningarnas farlighet

Vid pråmvarvet uppmättes höga halter av cancerogena PAH i marken. För bedömning av föroreningars farlighet användes Kemikalieinspektionens klassificering och föreskrifter av olika ämnen (bilaga 2).

PAH (polyaromatiska kolväten) är enligt Kemikalieinspektionens farlighetsbedömning av mycket hög farlighet och tillhör faroklassen mycket giftig. PAH är en komplex grupp av ämnen och består av två eller fler aromatiska ringar med en sida gemensam. En viktig egenskap är att dessa ringar sitter i samma plan (33). Bensen är det enklaste aromatiska kolvätaet och består av sex kolatomer i en ring med en väteatom på varje kolatom. PAH är fettlösliga, i vissa fall bioackumulerande, har låg vattenlöslighet och är oftast stabila. Stabiliteten i miljön innebär att de kan transporteras långt innan nedbrytning sker. I mark och vattenmiljöer binder PAH till partiklar och organiskt material som fastlägges i mark respektive sedimenterar på havsbotten och kan bli mycket långlivade i miljön. I vattenmiljö kan flera PAH-föreningar ansamlas i ryggradslösa organismer, däribland musslor. Då dessa har dålig förmåga att bryta ned PAH kan föroreningarna anrikas i näringskedjan. Åtskilliga av PAH-föreningarna, däribland bens(a)pyren kan vid exponering orsaka cancer och genetiska skador.

Trätjära har hög farlighet och dess innehåll av föroreningar bedöms vara giftiga, frätande och miljöfarliga. Trätjära har länge använts för att skydda trä mot fukt. Den utvinns genom kolning av ved i milor eller slutna ugnar och är till färg och form brun till gulbrun och ganska tunnflytande. Dess sammansättning varierar beroende på process och vedråvara men de viktigaste föroreningarna är PAH (främst naftalen och fenantren) och terpenier (34).

Stenkolstjära bedöms vara av mycket hög farlig- och giftighet. Den är svart och är mer trögflytande än trätjära och en biprodukt från torrdestillation av stenkol i gas- och koksverk. Stenkolstjäras sammansättning består till hälften av beck och rent kol med högt innehåll av cancerogena PAH. Dess innehåll av flyktiga ämnen utgörs av aromatiska kolväten som bland annat bensen, karbolsyra och naftalen (34). Beck används liksom trätjära i stor utsträckning för impregnering av trä.

Kreosot bedöms vara av mycket hög farlig- och giftighet. Kreosotolja användes länge som impregneringsolja för trävirke och erhålls ofta genom torrdestillation av stenkol. Den kemiska sammansättningen varierar men huvudkomponenterna är PAH och fenoler (35). Kreosotprodukter och produkter som innehåller stenkolstjära får inte säljas till allmänheten och får endast användas för industriellt eller yrkesmässigt bruk. Användningen av kreosotprodukter liksom stenkolstjära begränsas i Kemikalieinspektionens föreskrifter. Kreosot har hög akut giftighet för vattenlevande organismer (36).

4.4.2 Föroreningsnivåer

De uppmätta föroreningshalterna vid pråmvarvet jämfördes med Naturvårdsverkets generella riktvärden vid mindre känslig markanvändning (tabell 4). Analysresultaten visar på stor variation i halter vid provpunkterna (G-K), men då endast fem samlingsprover tagits i området och höga halter respektive mycket höga halter cancerogena PAH (PAH-M, PAH-H) uppmätts vid provpunkt J och G bedöms tillståndet utifrån försiktighetsprincipen som allvarligt. Vid punkt G överskred halterna de generella riktvärdena mer än 100 gånger. Föroreningshalterna på objektet visar genom dess avvikelser från referenshalter i närområdet på stor till mycket stor påverkan från punktkällor. Mängden föroreningar bedöms som stor utifrån mängden föroreningar med hög och mycket hög farlighet (bilaga 3). Volymen förorenade massor uppskattades till cirka 1000 m³, vilket motsvarar en måttlig volym förorenade massor. Sammantaget bedöms föroreningsnivån på objektet som hög.

4.4.3 Spridningsförutsättningar

Vid pråmvarvet karaktäriseras jordarten av sandig morän med en hydraulisk konduktivitet på mellan 10⁻⁶ – 10⁻⁸ m/s vid 1 % lutning av grundvattenytan (5). Det ger en strömningshastighet på cirka 0,01-1 m/år och motsvarar måttliga spridningsförutsättningar (bilaga 5). De egenskaper som främst styr utlakning av PAH är ämnets vattenlöslighet och fettlöslighet (37). PAH har generellt sett mycket låg löslighet i vatten, men de föroreningar som har störst förutsättningar för spridning är de med låg molekylvikt som exempelvis naftalen, fenantren och antracen. PAH med tyngre molekylvikt som exempelvis bens(a)antracen, krysen och bens(a)pyren är opolära och på grund av dess fettlöslighet adsorberas de lätt till organiskt material och kolloider i marken. Utlakning av organiskt material och därmed också de bundna föroreningarna påverkas bland annat av pH-förhållanden i marken, där det i en basisk miljö sker en större utlakning. Utlakning av föroreningar bundna till kolloider styrs av kolloidernas mobilitet i marken.

Resultaten från provtagningen påvisade höga och mycket höga halter av tunga PAH vid provpunkt J och G och vid samtliga punkter uppmättes låga halter av lätta PAH. Sannolikheten att dessa har lakats ur marken och befinner sig i andra medier betraktas som stor. Spridningsförutsättningarna från mark till grundvatten bedöms utifrån lätta PAH-föroreningars flyktighet och relativa löslighet i vatten som måttliga till stora. Förutsättningar för spridning från mark till grundvatten och ytvatten bedöms utifrån närheten till havet som stora till mycket stora. Spridningsförutsättningen i sediment och från sediment till ytvatten bedöms som måttlig till stor beroende på vågrörelser och belastning från båttrafik. Spridningsförutsättningarna i ytvattnet bedöms som små till måttliga med anledning av havets utspädningseffekt och tunga PAH-föroreningars benägenhet att adsorbera till organiskt material och sedimentera på havsbotten.

4.4.4 Känslighet och skyddsvärde

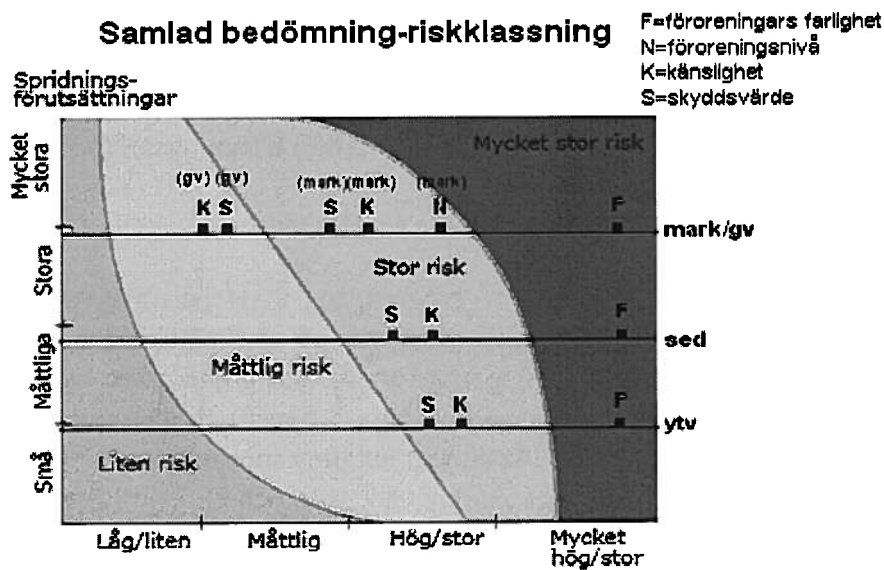
Markens känslighet bedöms med anledning av det rörliga friluftslivet i området som stor. Människor kan i området exponeras av föroreningar genom kontakt med förorenad jord och via intag av bär och svamp som plockas inom området. Exponering kan även ske via direktintag av jord. Grundvattnets känslighet bedöms som måttlig då inget uttag sker inom 200 meter. Känsligheten för ytvatten och sediment bedöms som stor då det i anslutning till varvet finns en liten sandstrand där det vid fältstudier observerades tjärliknande massa i sedimentet. Exponering kan där ske genom kontakt med förorenat sedimentet i samband med bad och fiske.

Mot bakgrund av Umeå kommuns inventering om värdefulla naturvärden på Norrbyskär och naturmiljöns betydelse för friluftsliv och rekreation bedöms objektets skyddsvärde i mark som stort. Inget grundvattenuttag sker inom 200 meter och skyddsvärdet för grundvatten bedöms därmed som måttligt. Skyddsvärdet för sediment och ytvatten bedöms liksom för mark utifrån rekreationssynpunkt som stort. Skärgårdens vikar är dessutom viktiga häckningsbiotoper för fåglar och uppväxtområden för fisk.

4.4.5 Riskklassning

Föroreningarnas farlighet bedöms utifrån förekomst av cancerogena PAH på objektet som mycket hög. Föroreningsnivån i mark bedöms med avseende på uppmätta halter och uppskattade mängder som hög. Spridningsförutsättningarna i mark och grundvatten och till ytvatten bedöms som stora då objektet ligger i direkt anslutning till havet och viss spridning redan kan ha skett. Förutsättningarna för spridning i sediment bedöms som måttliga till stora och i ytvattnet som små till måttliga. Utifrån dagens markanvändning och exponeringsrisker bedöms såväl känslighet som skyddsvärde i mark, sediment och ytvatten som stor/t. Grundvattnets känslighet och skyddsvärde bedöms som måttlig/t.

Resultatet från den samlade riskbedömningen visar att de flesta punkter ligger inom området stor risk för människors hälsa och miljö (figur 9). Då känsligheten och därmed exponeringsrisker i samtliga medier bedöms som stor placeras objektet i riskklass 2.



Figur 9. Riskklassning av pråmvarvet Stengrundet, enligt MIFO-modellen.

5. Diskussion

5.1 Norrbyskärs båtvarv

I en studie som utfördes under åren 2005-2006 utreddes föroreningsituationen vid före detta Bohus Varv, beläget vid Göta älv i Västra Götaland (38). Där hade varvsverksamhet bedrivits i cirka 80 år och under årens lopp bidragit till förorening i mark och älvsediment genom utsläpp av tungmetaller och olja. Analysresultat från provtagning i mark påvisade mycket höga halter av bland annat bly, koppar, zink och kvicksilver. Bohus Varv betraktas som ett av de högst prioriterade av förorenade områden i Västra Götaland och objektet har enligt MIFO placerats i riskklass 1. Under 2008 påbörjades saneringen av de förorenade massorna.

I tabell 5 redovisas uppmätta föroreningshalter i jord vid Norrbyskärs båtvarv och halter från Bohus Varv. Analysresultaten visar att de halter av bly och zink som uppmättes i jordproven från Norrbyskärs båtvarv är jämförbara med de mycket höga halterna vid Bohus Varv. Kviksilverhalten vid Bohus Varv var dock avsevärt mycket högre än vid båtvarvet på Norrbyskärs.

Tabell 5. Metallhalter i jordprover vid Norrbyskärs båtvarv och Bohus Varv (i mg/kg TS).

Jämförelse metall – analyser	Bly		Zink		Koppar		Kviksilver	
	Medel	Max	Medel	Max	Medel	Max	Medel	Max
Norrbyskärs* båtvarv	14183	25900	8480	13700	1037	1133	2,99	5,02
Bohus Varv	4050	41487	2380	19922	1900	10500	60	838

*Resultat från de ytliga markproverna vid båtslipen, Stuguskär (tabell 2).

Riskklassningen enligt MIFO-modellen resulterade i att båtvarvet på Norrbyskärs placerades i riskklass 2. Med det menas att risken för negativa effekter för människors hälsa och miljö bedöms som stora. Turister som endast besöker området tillfälligt förväntas inte utsättas för någon större risk. Risker för exponering är främst via damning och intag av jord.

Trots att mycket höga halter uppmätts på objektet är mycket av föroreningarna fortfarande bundet till timret vid båtuppläggningsplatsen och båtslipen, samt inne i vinschuset. Med tiden kommer de bundna föroreningarna att frigöras och bidra till ytterligare höjning av tungmetaller och andra föroreningar i marken. Spridningsförutsättningen från mark till grundvatten bedöms som måttlig med anledning av tungmetallernas benägenhet att binda till organiskt material i marken. Förutsättning för spridning från mark till ytvatten bedöms dock som stor då båtvarvet ligger i direkt anslutning till havet och föroreningstransport kan ske via ytavrinning. Eftersom inga prover togs under vinschuset och slipen är spridningsförutsättningarna från dessa ej medräknade i den samlade riskbedömningen.

5.2 Norrbyskärs pråmvarv

Riskklassningen av pråmvarvet resulterade i att objektet placerades i riskklass 2, vilket motsvarar stor risk för människors hälsa och miljö. Turister som endast vistas tillfälligt på området förväntas inte utsättas för någon större risk. Risken för exponering av föroreningar är genom kontakt med förorenad jord/sediment och intag av bär eller svamp som plockas inom området. Exponering kan även ske via direktintag av jord.

Inför provtagningen vid pråmvarvet var det svårt att avgöra hur provtagningspunkterna skulle placeras ut. Detta med anledning av den knappa bakgrundsinformation som fanns gällande punktkällor på området och objektets stora yta. Vid vissa punkter var det dessutom omöjligt att ta prover på grund av allt timmer som låg i vägen. Den största sannolikheten att finna föroreningar antogs vara mitt i verksamhetsområdet varefter provtagningspunkterna placerades där. Vid provpunkt G påvisades extremt höga halter jämfört med de andra provpunkterna och orsaken kan vara att provpunkten låg precis på en så kallad hotspot. Det är svårt att genom endast några fåtal prover avgöra hur förekomsten och halter av PAH ser ut över hela verksamhetsområdet. Den organiska halten i provet har stor betydelse för förekomst av PAH och det visar också analysresultaten från provpunkterna H och I där både de organiska - och föroreningshalterna var låga (tabell 4, bilaga 1). Då provpunkt G visade mycket höga halter och tjärliknande massa förekom i sedimentet befinner sig troligen en betydande mängd föroreningar nära havet.

5.3 Framtida undersökningar

För en komplett kartläggning av det förorenade områdets tillstånd och föroreningars utbredning vid båtvarvet behöver den diffusa spridningen utanför punktkällorna undersökas. Grundvattnenprovtagningar kan exempelvis ge ytterligare information om spridning av föroreningar. Då stark kreasotdoft förekom vid vissa provtagningspunkter i området skulle det vara av intresse att analysera förekomst av PAH. Andra exempel på föroreningar som kan påträffas i mark är tennorganiska föreningar som enligt en undersökning spårats i sediment utanför Norrbyskärs (39). Dessutom kan olika typer av oljeprodukter som bland annat bunkerolja, motoroljor, hydrauloljor med mera ha använts vid varvet och orsakat förorening i grundvatten.

Vid pråmvarvet skulle det för framtida undersökningar vara av intresse att analysera förekomst och halter av PAH i sediment och eventuellt även i grundvatten, där höga halter skulle kunna återfinnas. För bättre information om punktkällor på objektet skulle tillgång till bolagets arkivmaterial kunna vara en viktig informationskälla.

I enlighet med de referensprover som togs på Stengrundet, intill KFUM:s lägerskola, översteg den uppmätta blyhalten Naturvårdsverkets generella riktvärde för känslig markanvändning fyra gånger. Det skulle utifrån bedömningen om exponeringsrisker vid känslig markanvändning innebära att området betraktas som allvarligt förorenat. Flera prover behöver dock tas i anslutning till lägerskolan för att utreda en eventuell föroreningssituation. Bidragande orsaker till den höga blyhalten kan vara flera, men diffusa utsläpp från transporter till och från pråmvarvet skulle kunna vara en anledning.

Om det i framtiden blir aktuellt att exploatera områdena vid varven bör åtgärder vidtas för att avlägsna föroreningar och metallskrot i marken.

6. Referenser

1. Naturvårdsverkets lägesrapport 2007
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-forenadede-omraden/Laget-i-landet---efterbehandling/> (2008-11-02)
2. Miljöbalken 1998:808
3. Sveriges Miljömål (2006).
http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal4.php (2008-10-17)
4. Naturvårdsverket (1995). Branschkartläggningen, rapport 4393. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm ISBN 91-620-4393-5
5. Naturvårdsverket (2002). Metodik för inventering av förorenade områden, rapport 4918. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm 91-620-4918-6.
6. Länsstyrelsen Västerbotten identifiering av förorenade områden (2008). Kompendium. Objekt Norrbyskär f.d. sågverk. ID nr F2480-0451
7. Naturvårdsverket (2008). Efterbehandling av förorenade områden, manual efterbehandling utgåva 4, 2008. Naturvårdsverket, Stockholm ISBN 91-620-1234-7.pdf
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/1234-7.pdf> (2008-12-01)
8. AC 5 ÖPL (1998). Umeå kommun, Översiktsplan 1998.
9. Lindgren, P. (2002). *Minnen från Norrbyskär*. Thalassa förlag, Umeå. ISBN 972374-2-6
10. KFUK/M: s Norrbyskärsläger (1986) *Norrbyskär under sågverksepoken*. KFUK-KFUM, Umeå 1986.
11. Enberg, R. *Skären som var världen – filmen om Kempes Norrbyskär*. Naud production AB, 1994.
12. Wikipedia. Den fria encyklopedin. Drevning.
<http://sv.wikipedia.org/wiki/Drevning> (2008-11-27)
13. Nordisk familjebok (1876-1926). Förhyda.
<http://runeberg.org/nfbi/0234.html> (2008-12-05)
14. Nordisk familjebok (1876-1926). Rostskyddsmedel.
<http://runeberg.org/nfcr/0040.html> (2008-12-05)

15. Mårtensson, L.(2005). *Marin påväxt – ett svårlöst problem eller Konsten att limma i havsvatten*. Bioscience explained vol 2.
<http://www.bioscience-explained.org/SE2.2/pdf/barnacsve.pdf> (2008-12-01)
16. KEMI (2008). Båtbottenfärger och andra antifoulingprodukter.
<http://www.kemi.se/templates/Page.aspx?id=3085> (2008-12-05)
17. Naturvårdsverket (2008). Exempel på samlad riskbedömning.
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Bedomningsgrunder-for-miljokvalitet/Forenadede-omraden/> (2008-12-07)
18. Lundstedt, S. (2006) Simultaneous Extraction and Fractionation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Their Oxygenated Derivatives in Soil Using Selective Pressurized Liquid Extraction. *Analytical Chemistry*, Vol. 78, No. 9, May 1, 2006. Environmental Chemistry, Department of Chemistry, Umeå University, SE-901 87 Umeå, Sweden
19. Länsstyrelsen Västerbotten Kulturhistorisk utredning (1984). Länsstyrelsen Västerbottens län, meddelande 3, 1984. Planeringsavdelningen, Umeå.
20. Pettersson, H.(1998). *Mitt Norrbyskär: en guidad tur*. H. Pettersson, Umeå. ISBN 91-630-6947-4.
21. Kopior ur Mo Ångsåg AB: s arkivmaterial. *Huvud- och avräkningsböcker*. Brux AB arkiv, Örnsköldsvik.
22. KEMI Preparatinformation Kemiskt bekämpningsmedel
<http://apps.kemi.se/bkmregoff/InfoPreparat.cfm?PrepID=210&PrepVer=1>
(2008-12-01)
23. N 16 ÖPL (1998). Umeå kommun, Översiktsplan 1998
24. Naturvårdsverket (2008). Förklaring av markanvändningstyperna KM och MKM.
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-forenadede-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-forenadede-mark/Forklaring-av-markanvandningstyper-KM-och-MKM/> (2008-12-07)
25. Riksantikvarieämbetet, Naturvårdsverket, Statens maritima museer, 2005. *Värdefulla undervattensmiljöer i svensk kust och skärgård – samverkanspotential mellan natur – och kulturmiljövård*.
http://www.maritima.se/~media/PDFER/marinarkeologi/Marinamiljoer_rapport.ashx
(2008-11-28)
26. Svenska Naturskyddsföreningen, Faktasammanställning (2004).
<http://www.naturskyddsforeningen.se/upload/Foreningsdokument/Rapporter/Handla%20milj%C3%B6v%C3%A4nligt/rap-mjallschampo.pdf> (2008-12-10)

27. KEMI rapport nr 2/06. *Kemiska ämnen i Båtbottenfärger – en undersökning av koppar, zink, Irgarol 1051 runt Bullandö marina* 2004
http://www.kemi.se/upload/Trycksaker/Pdf/Rapporter/Rapport2_06.pdf (2008-12-12)
28. KEMI (KIFS:2005:5). Hälsorisker Koppar(I)oxid.
<http://apps.kemi.se/klassificeringslistan/amne.cfm?id=029-002-00-X> (2008-12-10)
29. Bernes, C. (2001). *Läker tiden alla sår? Om spåren efter människans miljöpåverkan*. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm ISBN 91-620-1213-4.
30. KEMI (2006) Hälsorisker bly och kvicksilver
<http://www.kemi.se/templates/PRIOfraames.aspx?id=4045&gotopage=4052>
(2008-12-10)
31. Eriksson, Jan m.fl. (2005). *Wiklanders Marklära*. Studentlitteratur, Lund ISBN 91-44-02482-7 Art.nr 31135.
32. Sjöberg I. Examensarbete 15 hp. Undersökningar av sediment utanför Norrbyskär. (otryckt källa)
33. KEMI (2007). Kemikalieinspektionen, PAH.
http://www.kemi.se/templates/Page_____4439.aspx (2008-12-05)
34. Nationalencyklopedien (2008)
<http://www.ne.se/artikel/328655> (2008-12-14)
35. KEMI (2008) Kemikalieinspektion, Hälsoriskbedömning kreosot
http://www.kemi.se/templates/Page_____4336.aspx (2008-12-07)
36. Inventering av förorenade områden i Dalarnas län. (2004). Industriområden vid Runns norra strand. Länsstyrelsen Dalarnas län, Miljövårdsenheten Rapport 2004:20.
37. Perhans A. (2003). Examensarbete, *Utlakning av polyaromatiska kolväten PAH ur asfalt och förorenad mark*. En litteraturstudie över vilka faktorer som styr utlakningen. IVL Svenska Miljöinstitutet 2003.
38. Sweco Viak. (2006). Ale kommun, F D BOHUS VARV HUVUDSTUDIE. Del 1 utförda undersökningar och föroreningsituation. Göteborg 2006-04-24
Uppdragsnummer 1310845.000
39. Tesfalidet, S. (2004) Report, Screening of organotin compounds in the Swedish environment, SNV contract:219 0102, Analytical Chemistry Umeå University 2004.

Bilaga 1

I tabell 1 och 2 redovisas koordinatpunkter och iakttagelser från båt- respektive pråmvarvet.

Tabell 1. Jordprovtagningsprotokoll båtvarvet, Stuguskär.

Provpunkt	Koordinater	Djup	Jordart	Utseende, övrigt*
A 1	X: 7055820 Y: 1702596	0-20 cm	Mårjord	En del spik, röda/vita färgrester, träbitar
A 2	X: 7055820 Y: 1702596	20-40 cm	Mårjord	Färgrester, träbitar
B 1	X: 7056851 Y: 1701907	0-20 cm	Mårjord	Röda-, vita-, svartblänkandefärgrester, träbitar
B 2	X: 7056851 Y: 1701907	20-40 cm	Mellangrus, ej så mkt organiskt material	En del färgrester
C 1	X: 7056866 Y: 1701910	0-20 cm	Mårjord	Metallskrot, färgrester, träbitar, tjärdoft
C 2	X: 7056866 Y: 1701910	20-40 cm	Mellangrus, organiskt material	En del färgrester
D 1	X: 7056874 Y: 1701914	0-20 cm	Mårjord	Luktar tjära, träbitar, röda färgrester, spik, glas
D 2	X: 7056874 Y: 1701914	20-40 cm	Mårjord, mellangrus	Färgrester, luktar tjära, spik
E 1	X: 7056880 Y: 1701916	0-20 cm	Mårjord	Gula, röda färgrester, metallskrot
E 2	X: 7056880 Y: 1701916	20-40 cm	Mårjord, mellangrus	Metallskrot, röda, gula och vita färgrester
F 1	X: 7056893 Y: 1701926	0-20 cm	Mårjord	Färgrester
Referensprov	X: 7055879 Y: 1702613	0-30cm	Mårjord, mellangrus	Inget anmärkningsvärt

* I samband med hanteringen av jordproverna i fält och i labb uppmärksammades en kraftig irritation i luftvägar.

Tabell 2. Jordprovtagningsprotokoll pråmvarvet, Stengrundet.

Provpunkt	Koordinater	Djup	Jordart	Lukt,utseende,övrigt	TS	Vattenkvot	Org-halt
G	X: 7056745 Y: 1702322	0-30 cm	Finsand	Stark kreosotdoft, handskar färgades blå	93,8 %	6 %	7,9 %
H	X: 7056699 Y: 1702343	0-30 cm	Mellangrus	Tjärklumpar ovan mark	99,5 %	0,5 %	1,3 %
I	X: 7056719 Y: 1702352	0-30 cm	Finsand och organiskt material	Spikar, träbitar	97,7 %	2 %	3,5 %
J	X: 7056723 Y: 1702356	0-30 cm	Finsand och organiskt material	Kedja	83,8 %	19,2 %	18,5 %
K	X: 7056722 Y: 1702368	0-30 cm	Finsand och organiskt material	Inget anmärkningsvärt	92,3 %	8,2 %	6,2 %
Referensprov	X: 7055879 Y: 1702613	0-30cm	Mårjord, mellangrus	Inget anmärkningsvärt	97 %	3,1 %	2,6 %

Kemikalieinspektionen har bedömt föroreningars farlighet utifrån faroklasserna låg, hög och mycket hög (tabell 1). I tabell 2 två finns faroklasser redovisade för ett antal ämnen.

Tabell 1. Indelning av föroreningars farlighet enligt Kemikalieinspektionens faroklasser.

Indelning av föroreningars farlighet på grundval av KemI:s faroklasser	
Farlighet	Faroklass enligt Kemikalieinspektionen
Låg	Måttlig hälsoskadlig (V)
Måttlig	Hälsoskadlig (Xn) Irriterande (Xi) Miljöfarlig utan symbol (-)
Hög	Giftig (T) Frätande (C) Miljöfarlig (N)
Mycket hög	Mycket giftig (T+) Ämnen som j får hanteras yrkesmässigt eller vars användning ska avvecklas

Källa: Naturvårdsverket (2002) rapport 4918.

Tabell 2. Indelning av föroreningars farlighet, några exempel.

Olika ämnens farlighet, några exempel			
Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
Järn	Aluminium	Kobolt	Arsenik
Kalcium	Metallskrot	Koppar	Bly
Magnesium	Aceton	Krom (ej Cr VI)	Kadmium
Mangan	Alif. kolväten	Nickel	Kvicksilver
Papper	Träfiber	Vanadin	Krom (Cr VI)
Trä	Bark	Ammoniak	Natrium (metallisk)
	Zink	Arom. kolväten	Bensen
		Fenoler	Kreosot
		Formalaldehyd	Stenkolstjära
		Glykol	PAH
		Konc. syror	Dioxiner
		Konc. baser	Klorerade
		Trätjära	lösningsmedel
		Petroleumprodukter	Tetrakloretylen
		Lösningsmedel	Trikloretan
		Smöroljor	Triklöretylen
		Färger	
		Bensin	
		Spilloljor	
		Diesel	

Källa: Naturvårdsverket (2002) rapport 4918.

Bilaga 3

Vid bedömning av föroreningsnivå beaktas tillstånd, avvikelse från jämförvärde, mängd föroreningar samt volym förorenade massor (tabell 1-3).

Tabell 1. Principer för bedömning av tillstånd.

Principer för bedömning av tillstånd	
Tillstånd	Halt i förhållande till riktvärde eller motsvarande
Mindre allvarligt	< riktvärdet
Måttligt allvarligt	1-3 ggr riktvärdet
Allvarligt	3-10 ggr riktvärdet
Mycket allvarligt	> 10 ggr riktvärdet

Källa: Naturvårdsverket (2002) rapport 4918.

Tabell 2. Princip för bedömning av avvikelse från jämförvärde. Källa: NV 2002 (4)

Princip för bedömning av avvikelse från jämförvärde	
Bedömning	Uppmätt värde/jämförvärde
Ingen eller liten påverkan av punktkälla	< 1
Troligen påverkan av punktkälla	1-5
Stor påverkan av punktkälla	5-25
Mycket stor påverkan av punktkälla	>25

Källa: Naturvårdsverket (2002) rapport 4918.

Tabell 3. Bedömning av föroreningsmängd och volym förorenade massor. Källa: NV 2002 (4)

Bedömning av föroreningsmängd och volym förorenade massor				
	Mängd eller volym			
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening med mycket hög farlighet			Några kg	Tiotal kg
Mängd förorening med hög farlighet		Några kg	Tiotal kg	Hundratals kg
Mängd förorening med måttlig farlighet	Några kg	Tiotal kg	Hundratals kg	Ton
Volym förorenade massor	<1 000m ³	1 000- 10 000m ³	10 000- 100 000m ³	>100 000m ³

Källa: Naturvårdsverket (2002) rapport 4918.

Bilaga 4

I tabell 1 redovisas Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark. För halter under riktvärdesnivån förväntas inga negativa effekter på människors hälsa eller miljön. Riktvärdena baseras generellt på att 50 procent av det tolerabla dagliga intaget (TDI) eller referenskoncentrationen (RfC) kan tas i anspråk av det förorenade området. För ämnen där intaget från övriga källor idag är betydande används en lägre nivå.

Tabell 1. Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark, bearbetad tabell.
KM= Känslig markanvändning, MKM= Mindre känslig markanvändning.

Ämne	KM	MKM	Kommentar
Antimon	12	30	
Arsenik	10	25	
Barium	200	300	
Bly	50	400	
Kadmium	0,5	15	
Kobolt	15	35	
Koppar	80	200	
Krom totalt	80	150	Om halt Cr VI är mindre än 1%
Krom (VI)	2	10	Anm 2
Kvicksilver	0,25	2,5	
Molybden	40	100	
Nickel	40	120	
Vanadin	100	200	
Zink	250	500	
Cyanid total	30	120	
Cyanid fri	0,4	1,5	Anm 2
Summa fenol och kresoler	1,5	5	Anm 2
Summa klorfenoler (mono - penta)	0,5	3	Anm 2
Summa mono- och diklorbensener	5	15	Anm 1,2
Triklorbensener	1	10	
Summa tetra- och pentaklorbensener	0,5	2	
Hexaklorbensenen	0,035	2	
Diklormetan	0,08	0,25	Anm 1,2
Dibromklormetan	0,5	2	Anm 1,2
Bromdiklormetan	0,06	1	Anm 1,2
Triklormetan	0,4	1,2	Anm 1,2
Koltetraklorid (Tetraklormetan)	0,08	0,35	Anm 1,2
1,2-dikloreten	0,02	0,06	Anm 1,2
1,2-dibrometan	0,0015	0,025	Anm 1,2
1,1,1-trikloreten	5	30	Anm 1,2
Trikloreten	0,2	0,6	Anm 1,2
Tetrakloreten	0,4	1,2	Anm 1,2
Dinitrotoluen (2,4)	0,05	0,5	Anm 2
PCB-7	0,008	0,2	PCB-7 antas vara 20% av PCB-tot
Dioxin (TCDD-ekv WHO-TEQ)	0,00002	0,0002	Inkluderar även dioxinliknande PCB
PAH L	3	15	PAH med låg molekylvikt
PAH M	3	20	PAH med medelhög molekylvikt
PAH H	1	10	PAH med hög molekylvikt

Anm 1. Ämnen som i stor utsträckning kan förekomma i porluft. Kompletterande analyser av markluft och inomhusluft rekommenderas.

Anm 2. Ämnen som i stor utsträckning kan förekomma i mark- eller grundvatten. Kompletterande analyser av mark- och grundvatten rekommenderas.

Vid bedömning av spridningsförutsättningar beaktas föroreningars kemiska och fysikaliska egenskaper, geohydrologiska och markkemiska förhållanden i påverkansområdet, områdets topografi och grundvattnets strömningsriktningar samt var föroreningar är lokaliserade idag (tabell 1).

Tabell 1. Principer för indelning av spridningsförutsättningar.

Spridningsförutsättningar				
	Små	Måttliga	Stora	Mycket Stora
Från byggnader och anläggningar	Ingen	< 5 % utlakning per år	5-50 % utlakning per år	>50 % utlakning per år
I mark och grundvatten	Ingen	<0,1 m per år	0,1-10 m per år	> 10 m per år
Från mark och grundvatten till ytvatten	Transporttid < 1000 år	Transporttid 1000-100 år	Transporttid 100-10 år	Transporttid >10 år
I ytvatten	Ingen transport eller så stor utspädningen att halterna inte innebär en risk	<0,1 km per år	0,1-10 km per år	>10 km per år
I sediment	Ingen spridning	<0,1 m per år	0,1-10 m per år	>10 m per år

Källa: Naturvårdsverket (2002) rapport 4918.

Vid bedömning av objektens känslighet och skyddsvärde följs de principer för indelning som redovisas i tabell 1 och 2.

Tabell 1. Principer för bedömning av känslighet.

Principer för bedömning av känslighet för föroreningspåverkan på människor	
Känslighet	Typ av område
Liten	Områden där människor inte exponeras (t.ex. små, inhägnade områden där ingen verksamhet pågår).
Måttlig	Områden där yrkesverksamma påverkas i liten utsträckning. Områden där grundvatten inte används om dricksvatten (inhägnade industriområden).
Stor	Områden där yrkesverksamma exponeras under arbetstid (t.ex. kontorsområden). Områden där barn exponeras i liten utsträckning. Områden där grundvatten eller ytvatten används som dricksvatten. Områden med åkerbruk eller djurhållning. Områden med stor betydelse för det rörliga friluftslivet (t.ex. grönområden).
Mycket stor	Områden där människor bor permanent. Områden där barn exponeras i stor utsträckning. Områden där grundvatten eller ytvatten används som dricksvatten (t.ex. villatomter, daghem eller bostadsområden).

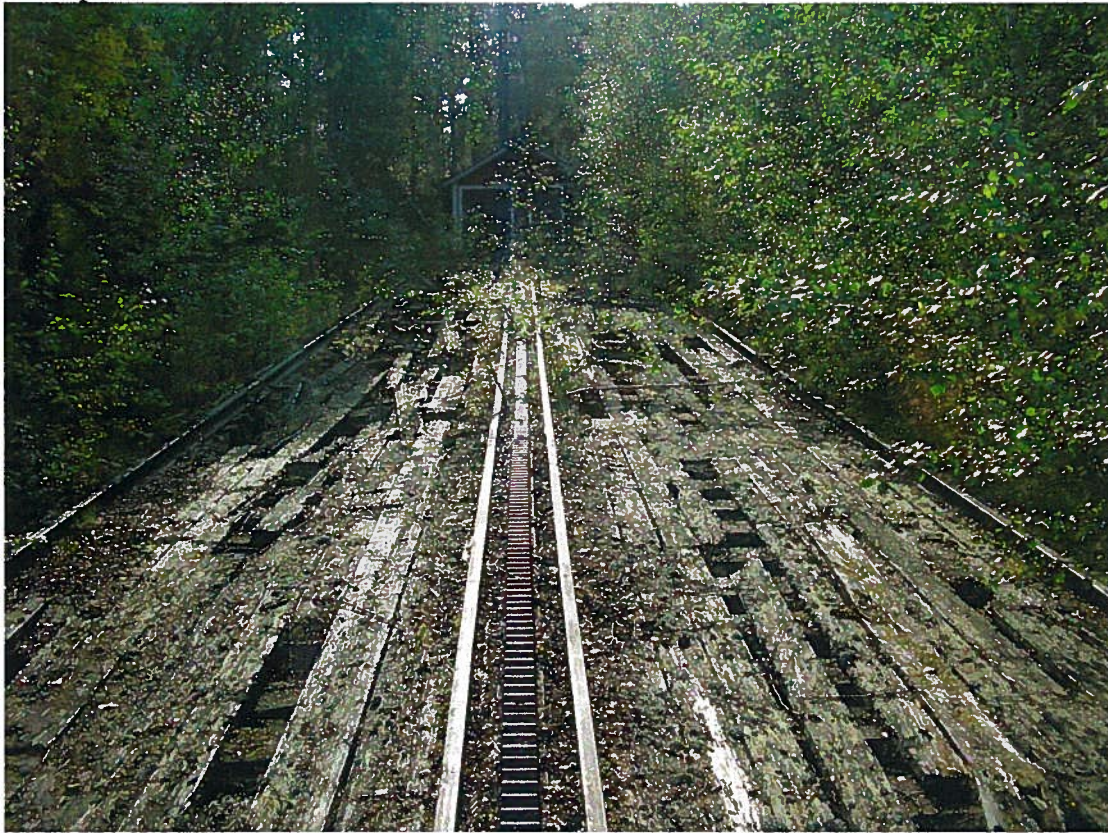
Källa: Naturvårdsverket (2002) rapport 4918.

Tabell 2. Principer för indelning av skyddsvärde.

Princip för bedömning av naturmiljöns skyddsvärde	
Skyddsvärde	Typ av område
Litet	Områden som är starkt påverkade av föroreningar. Områden där naturliga ekosystem förstörts av annan verksamhet (t.ex. avfallsdeponier, sandmagasin eller asfalterade områden).
Måttligt	Områden med något störda ekosystem. Områden med ekosystem som är mycket vanliga i regionen (t.ex. normala skogs- och jordbruksområden).
Stor	Områden som är mindre vanliga i regionen. Områden med föroreningspåverkan på enskilda arter eller ekosystem som enligt lokala eller regionala naturvårdsplaner har stort skyddsvärde (t.ex. strandområden och känsliga vattendrag, rekreationsområden och parker i stadsmiljö).
Mycket stort	Områden med enskilda arter eller ekosystem som enligt nationella, regionala eller lokala naturvårdsplaner har mycket stort skyddsvärde (t.ex. landets naturskyddade områden: nationalparker, naturreservat, naturvårdsområden, marina reservat, djurskyddsområden och områden med andra biotopskydd, övriga områden där hotade arter finns samt områden utpekade som riksintressanta för naturvården).

Källa: Naturvårdsverket (2002) rapport 4918.

Båtslip med vinschhus



Bråte vid båtuppläggningsplatsen



Färgrester vid båtuppläggningsplats



Tunnor i skogen intill pråmvarvet



Tjärklump av stenkol



Tunnor vid stranden intill pråmvarvet



Bråte vid uppläggningsplatsen



I tabell 1 redovisas samtliga analysresultat från båtslipen, Stuguskär. I tabell 2 -4 redovisas resultaten från samtliga PAH-analyser vid pråmvarvet och från referensprovet som togs vid lägerskolan KFUM, på Stengrundet.

Tabell 1. Metallanalyser vid båtslipen, Stuguskär.

Båtslip	Förorening	Föroreningsnivå [mg/kg ts]
A1 0-20 cm	Koppar Zink Bly Kvicksilver	700,5 5400 11650 1,49
A2 20-40 cm	Koppar Zink Bly Kvicksilver	487,5 5900 14050 1,42
B1 0-20 cm	Koppar Zink Bly Kvicksilver	1201 8300 25900 2,22
B2 20-40 cm	Koppar Zink Bly Kvicksilver	82 600 400 0,04
C1 0-20 cm	Koppar Zink Bly Kvicksilver	1132,5 6000 9750 2,95
C2 20-40 cm	Koppar Zink Bly Kvicksilver	41 1100 1200 0,2
D1 0-20 cm	Koppar Zink Bly Kvicksilver	961 9000 15200 3,25
D2 20-40 cm	Koppar Zink Bly Kvicksilver	792,5 6200 29700 3,8
E1 0-20 cm	Koppar Zink Bly Kvicksilver	1189 13700 10200 5,02
E2 20-40 cm	Koppar Zink Bly Kvicksilver	315,5 1100 3500 2,13

Tabell 2. Analysresultat från pråmvarvet, Stengrundet.

Pråmvarv 0-30 cm	Förorening	Föroreningsnivå [mg/kg ts]
G	Naphthalene	1,105
	2-Methylnaphthalene	0,000
	1-Methylnaphthalene	0,000
	Biphenyl	0,313
	2,6-Dimethylnaphthalene	1,062
	Acenaphthylene	3,563
	Acenaphthene	0,929
	2,3,5-Trimethylnaphthalene	1,633
	Fluorene	6,819
	Phenanthrene	11,336
	Anthracene	63,241
	1-Methylphenanthrene	162,367
	Fluoranthene	1710,935
	Pyrene	1511,450
	Benzo(a)anthracene	228,473
	Chrysene	515,854
	Benzo(b)fluoranthene	270,298
	Benzo(k)fluoranthene	0,000
	Benzo(e)pyrene	65,996
	Benzo(a)pyrene	84,370
Perylene	21,453	
Dibenz(a,c)anthracene	10,429	
Indeno(c,d)pyrene	23,439	
Benzo(g,h,i)perylene	15,464	
H	Naphthalene	0,364
	2-Methylnaphthalene	0,037
	1-Methylnaphthalene	0,024
	Biphenyl	0,040
	2,6-Dimethylnaphthalene	0,010
	Acenaphthylene	0,086
	Acenaphthene	0,011
	2,3,5-Trimethylnaphthalene	0,011
	Fluorene	0,025
	Phenanthrene	0,903
	Anthracene	0,139
	1-Methylphenanthrene	0,495
	Fluoranthene	1,535
	Pyrene	1,175
	Benzo(a)anthracene	0,655
	Chrysene	0,829
	Benzo(b)fluoranthene	1,377
	Benzo(k)fluoranthene	0,000
	Benzo(e)pyrene	0,500
	Benzo(a)pyrene	0,574
Perylene	0,142	
Dibenz(a,c)anthracene	0,100	
Indeno(c,d)pyrene	0,384	
Benzo(g,h,i)perylene	0,396	

Tabell 3. Analysresultat från pråmvarvet, Stengrundet.

Pråmvarv 0-30 cm	Förorening	Föroreningsnivå [mg/kg ts]
I	Naphthalene	0,282
	2-Methylnaphthalene	0,051
	1-Methylnaphthalene	0,040
	Biphenyl	0,079
	2,6-Dimethylnaphthalene	0,049
	Acenaphthylene	0,101
	Acenaphthene	0,043
	2,3,5-Trimethylnaphthalene	0,242
	Fluorene	0,256
	Phenanthrene	0,764
	Anthracene	0,000
	1-Methylphenanthrene	0,780
	Fluoranthene	1,220
	Pyrene	0,941
	Benzo(a)anthracene	0,550
	Chrysene	0,871
	Benzo(b)fluoranthene	1,485
	Benzo(k)fluoranthene	0,000
	Benzo(e)pyrene	0,553
	Benzo(a)pyrene	0,435
Perylene	0,106	
Dibenz(a,c)anthracene	0,105	
Indeno(c,d)pyrene	0,331	
Benzo(g,h,i)perylene	0,351	
J	Naphthalene	0,996
	2-Methylnaphthalene	0,261
	1-Methylnaphthalene	0,222
	Biphenyl	0,130
	2,6-Dimethylnaphthalene	0,114
	Acenaphthylene	0,473
	Acenaphthene	0,114
	2,3,5-Trimethylnaphthalene	0,149
	Fluorene	0,177
	Phenanthrene	3,941
	Anthracene	1,071
	1-Methylphenanthrene	4,997
	Fluoranthene	6,382
	Pyrene	5,808
	Benzo(a)anthracene	6,393
	Chrysene	7,254
	Benzo(b)fluoranthene	10,756
	Benzo(k)fluoranthene	0,000
	Benzo(e)pyrene	3,928
	Benzo(a)pyrene	3,508
Perylene	0,783	
Dibenz(a,c)anthracene	0,842	
Indeno(c,d)pyrene	2,290	
Benzo(g,h,i)perylene	2,245	

Tabell 4. Analysresultat från pråmvarvet och referensprov, Stengrundet.

Pråmvarv 0-30 cm	Förening	Föreningensnivå [mg/kg ts]
K	Naphthalene	0,699
	2-Methylnaphthalene	0,115
	1-Methylnaphthalene	0,095
	Biphenyl	0,081
	2,6-Dimethylnaphthalene	0,053
	Acenaphthylene	0,278
	Acenaphthene	0,079
	2,3,5-Trimethylnaphthalene	0,081
	Fluorene	0,086
	Phenanthrene	2,573
	Anthracene	0,371
	1-Methylphenanthrene	2,689
	Fluoranthene	3,718
	Pyrene	3,307
	Benzo(a)anthracene	2,014
	Chrysene	2,880
	Benzo(b)fluoranthene	4,463
	Benzo(k)fluoranthene	0,000
	Benzo(e)pyrene	1,653
	Benzo(a)pyrene	1,405
Perylene	0,347	
Dibenz(a,c)anthracene	0,293	
Indeno(c,d)pyrene	1,004	
Benzo(g,h,i)perylene	1,017	
Referensprov	Naphthalene	0,178
	2-Methylnaphthalene	0,010
	1-Methylnaphthalene	0,006
	Biphenyl	0,023
	2,6-Dimethylnaphthalene	0,001
	Acenaphthylene	0,013
	Acenaphthene	0,001
	2,3,5-Trimethylnaphthalene	0,001
	Fluorene	0,004
	Phenanthrene	0,000
	Anthracene	0,000
	1-Methylphenanthrene	0,027
	Fluoranthene	0,234
	Pyrene	0,152
	Benzo(a)anthracene	0,044
	Chrysene	0,107
	Benzo(b)fluoranthene	0,157
	Benzo(k)fluoranthene	0,010
	Benzo(e)pyrene	0,054
	Benzo(a)pyrene	0,045
Perylene	0,011	
Dibenz(a,c)anthracene	0,012	
Indeno(c,d)pyrene	0,034	
Benzo(g,h,i)perylene	0,049	



Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå universitet, 901 87 UMEÅ, tel 090-786 50 00
Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University, UMEÅ, Sweden, Tel +46 90 786 50 00

