



Brakerøya impregneringsverk Drammen/Lier kommune

**Miljøteknisk grunnundersøkelse – fase 2 og 3
Risikovurdering**

NSB Eiendom




Rapportnummer:

P-03.047-1

Dato:

13.05.2004

| | | | | |
|------------------------------|-------------|--|--------------|----------|
| Dok.id.: PROSEDYRE | |  | | |
| BEDRIFTSHÅNDBOK | | KVALITETSSIKRING PROSJEKTRAPPORT | | |
| Revisjon:: | Skrevet av: | Gjelder fra: | Godkjent av: | Side nr: |
| 00 | LHB | 01.07.2002 | S.B-L Sign.: | 1 av 1 |

Rapportinformasjon

| | |
|-----------------|-------------------------------------|
| Prosjektnavn | Brakerøya impregneringsverk |
| Prosjektnummer | P-03.047 |
| Rapportnummer | P-03.047-1 |
| Forfattere | Eirik Jacobsen og Magnus Kristensen |
| Revisjon nummer | 0 |
| Dato | 13.05.04 |
| Antall sider | 43 |
| Antall vedlegg | 9 |

Oppdragsgiver

| | |
|---------------|-----------------|
| NSB Eiendom | |
| Kontaktperson | Søren W. Thorne |

MiljøBistand AS


| | |
|---------------------------------|------------------------|
| Prosjektansvarlig | Sissel Bergwitz-Larsen |
| Prosjektleder/ Kontaktperson | Eirik Jacobsen |
| Prosjektmedarbeider | Magnus Kristensen |
| Kvalitetsansvarlig | Sissel Bergwitz-Larsen |

Kontrollert av:

Kvalitetsansvarlig:



Prosjektleder:



Sammendrag

MiljøBistand AS har på oppdrag av NSB Eiendom gjennomført en miljøteknisk grunnundersøkelse tilsvarende fase 3 med risikovurdering i henhold til SFT veiledere 720:1991, 95:09 og 99:01 for tidligere impregneringsanlegg tilhørende NSB Eiendom på Brakerøya i drammen/Lier kommune.

Det undersøkte areal er estimert til 44 000 m², men avgrensningen mot sørøst er noe usikker på grunn av pågående utfylling mot sjøen. Undersøkelsen er initiert etter pålegg fra SFT (datert 04.12.03) med spesifiserte krav til undersøkelsen. Det undersøkte arealet eies av NSB Eiendom.

Den historiske undersøkelsen viser at verket var i drift i perioden 1911 – 1972, og området er blitt gradvis utfyllt innenfor spuntvegger av tre. Den potensielt forurensende aktiviteten kan ikke på bakgrunn av historisk informasjon avgrensnes til spesifikke arealer.

Det ble til sammen boret/sjaktet i 47 punkter i et rutenett av 20×20 meter. Det ble tatt ut en til fem prøver per punkt.

Grunnen består hovedsakelig av innfylte sandige masser med avretting av blandede fyllmasser over stedegen marin leire. Fyllmassenes mektighet avtar med avstand til fjorden. Analyseresultater samt tidligere undersøkelser viser at leirlaget kan betraktes som tett i forhold til spredning av kreosot i dypet. Det overliggende sandige laget viser til dels kraftig, men sterkt varierende kreosotforurensning. Konsentrasjonsnivået i topplaget er betydelig mer moderat. Det ble ikke påvist spredning av tungmetaller eller organiske miljøgifter fra tilgrensende industri.

Risikovurderingen viser at det ikke er risiko for helse ved arbeid eller opphold på området med dagens arealbruk. Ved arbeid i grunnen bør det derimot iverksettes egnede vernetiltak for å redusere eksponering overfor kreosotdamp og innånding av støv. Det bør unngås grunnarbeider i stekende sol på grunn av faren for fototoksisk eksem og allergireaksjoner.

Risikovurderingen viser at det heller ikke er risiko for spredning i miljøskadelig konsentrasjoner til fjorden som følge av utlekking med grunnvannet.

Datagrunnlaget fra sedimentprøvetakingen gir ingen entydige indikasjoner om uakseptabel spredning fra den undersøkte lokaliteten til sedimentene på utsiden. Datagrunnlaget vurderes derimot som utilstrekkelig for ytterligere konklusjoner, og bør suppleres for å vurdere lokalitetens påvirkning av sedimentene. Spredning av fri fase kreosot vurderes som uaktuelt på bakgrunn av observasjoner og de naturlige forhold i grunnen.

På grunnlag av observasjoner, innsamlede data og de utførte beregninger, vurderes det dit hen at det ikke er behov for ytterligere undersøkelser av grunnen. Vurderingen betinger fortsatt industriell virksomhet uten større terrenginngrep. Det foreligger ingen planer om endring i arealbruken.

| | |
|--|-----------|
| 1. INNLEDNING | 3 |
| 1.1 BAKGRUNN | 3 |
| 1.2 TIDLIGERE UNDERSØKELSER | 4 |
| 1.2.1 Geoteknisk undersøkelse, 1973 | 4 |
| 1.2.2 Geoteknisk undersøkelse, 1974 | 4 |
| 1.2.3 Miljøteknisk grunnundersøkelse, 1993 | 4 |
| 1.2.4 Sedimentprøvetaking, 1994 | 5 |
| 2. HISTORISK OPPSUMMERING | 7 |
| 3. KREOSOT; FYSISKE, KJEMISKE OG TOKSISKE EGENSKAPER | 9 |
| 4. FELTARBEID 2003 | 11 |
| 4.1 STRATEGI | 11 |
| 4.2 PRØVETAKING | 12 |
| 4.3 ANALYSER | 14 |
| 5. GRUNNFORHOLD OG RESULTATER | 15 |
| 5.1 TIDLIGERE UNDERSØKELSER | 15 |
| 5.1.1 Geoteknisk undersøkelse | 15 |
| 5.1.2 Miljøteknisk grunnundersøkelse fase 2 - Jordprøver | 15 |
| 5.1.3 Miljøundersøkelse - Sedimentprøver | 16 |
| 5.2 INNLEDNING RESULTATER | 18 |
| 5.2.1 Delområde 1: Nord for 1900-/1926 spuntvegg, ABB-tomta | 19 |
| 5.2.2 Delområde 2: Nord for 1926-spunt, Liertomta | 20 |
| 5.2.3 Delområde 3: Sydvest for 1926-/1957-spunt, ABB-tomta | 21 |
| 5.2.4 Delområde 4: Mellom 1926- og 1957-spuntene, Liertomta | 22 |
| 5.2.5 Delområde 5: Syd for 1957-spunt, Liertomta | 24 |
| 5.2.6 Øvrige områder | 24 |
| 5.3 ANDRE VURDERINGER | 25 |
| 5.3.1 Sammenhengen mellom THC og PAH | 25 |
| 5.3.2 Spredning av tungmetaller fra tilgrensende industriarealer | 25 |
| 5.3.3 Lukt | 26 |
| 5.3.4 Tilstedeværelse av fenoler | 26 |
| 5.3.5 Stedegne masser og stående vann | 26 |
| 5.3.6 Spredningsveier | 27 |
| 5.3.7 Usikkerhet i feltarbeid og analyser | 28 |
| 6. RISIKOVURDERING | 29 |
| 6.1 GENERELT | 29 |
| 6.2 IDENTIFISERING AV UØNSKEDE HENDELSER | 30 |
| 6.3 KILDE/AREALANALYSE | 30 |
| 6.4 EKSPONERINGSANALYSE | 31 |
| 6.4.1 Toppmasser (0,0 m – 1,0 m) | 31 |
| 6.4.2 Dypere masser (> 1,0 m) | 32 |
| 6.5 SPREDNINGSANALYSE | 34 |
| 6.5.1 Overflatevann | 34 |
| 6.5.2 Inneluft | 36 |
| 6.6 BEGRENSNINGER I MODELLEN | 37 |
| 6.6.1 Fri fase spredning | 37 |
| 6.6.2 Partikkelspredning | 37 |
| 6.6.3 Tidevannspåvirkning vs. Drammensvassdraget | 38 |
| 6.7 RISIKOVURDERING – RESULTATER | 39 |
| 6.7.1 Helsebaserte akseptkriterier | 39 |
| 6.7.2 Spredningskriterier | 40 |
| 6.7.3 Konsekvens av risikovurderingen | 42 |
| 7. KONKLUSJON | 43 |

Vedleggsliste

Vedlegg 1: Kart

- 1.1 Geografisk lokalisering
- 1.2 Avgrensning for det undersøkte areal
- 1.3 Tidligere industribygninger og installasjoner samt historiske strandlinjer/kaifronter
- 1.4 Oversikt over delområder og prøvetakingspunkter med inntegnede transekter
- 1.5 Lokalisering av tidligere prøvepunkter i sedimenter (1993)
- 1.6 Oversikt over kabler, rør og ledninger i grunnen
- 1.7 Fortynningsmodell for NSB impregneringstomt

Vedlegg 2: Fotomateriale fra befarings/flyfoto

Vedlegg 3: Sjaktlogger

Vedlegg 4: Prøvetakingsutstyr med prinsippskisse

Vedlegg 5: Parametere med deteksjonsgrenser, TerraAttesT

Vedlegg 6: Analyseresultater

- 6.1 PAH-analyser
- 6.2 TerraAttesT

Vedlegg 7: Originale analyserapporter

Vedlegg 8: Tabeller med målt dybde til vann og stedefen leire

Vedlegg 9: Risikovurdering

- 9.1 Beregningseksempel for konsentrasjonsberegninger i overflatevann og inneluft
- 9.2 Sammenstilling av helsebaserte akseptkriterier med analyseresultater
- 9.3 Beregnet konsentrasjon i inneluft per delområde

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

MiljøBistand AS har på oppdrag fra NSB Eiendom gjennomført en miljøteknisk grunnundersøkelse av området for tidligere NSB impregneringsverk på Brakerøya. Det aktuelle området ligger nord for utløpet til Drammenselva, delvis i Drammen kommune (gnr 113/ bnr 40, 45) og delvis i Lier kommune (gnr 14/ bnr 22). Det undersøkte areal er estimert til 44 000 m², men avgrensningen mot sørøst er noe usikker på grunn av pågående utfylling mot sjøen.

Undersøkelsen er initiert etter pålegg fra SFT (datert 04.12.03) med spesifiserte krav til undersøkelsen.

Det undersøkte arealet eies av NSB Eiendom. Områdets lokalisering samt avgrensning er gitt i henholdsvis vedlegg 1.1 og 1.2. Omtrent halve arealet disponeres av ABB som har hatt leiekontrakt for området siden nedleggelsen av impregneringsverket tidlig på 1970-tallet. Arealet som disponeres av ABB ligger i Drammen kommune og benevnes heretter *ABB-tomta*. For enkelhets skyld benevnes det resterende arealet øst for sveise- og platehallen for *Liertomta* da mesteparten av arealet ligger innenfor grensene til Lier kommune.

Grensen mellom ABB-tomta og Lier-tomta er inntegnet i vedlegg 1.2 med rød stiplede linje. Kommunegrensen er angitt i samme kartvedlegg noe øst for den røde stiplede linjen.

Målsettingen med undersøkelsen var:

- Kartlegge den historiske aktiviteten på området med hensyn til potensiell grunnforurensning.
- Kartlegge konsentrasjonsnivåer av kreosotforbindelser i grunnen.
- Kontrollere hvorvidt det forekommer spredning av kreosotforbindelser til dypere løsmasselag.
- Påvise eventuell spredning av uønskede forbindelser fra nærliggende industriarealer mot det undersøkte arealet.
- Vurdere helsefare ved daglig arbeid og opphold i området.
- Vurdere hvorvidt det er risiko for spredning til sjø og sedimenter på grunnlag av de påviste konsentrasjoner.
- Vurdere behovet for videre undersøkelser eller tiltak.

Grunnforhold og historikk beskrives nærmere i egne kapitler. Bilder som ble tatt under befaringen av området høsten 2003 samt flyfoto fra februar 2004 er gjengitt i vedlegg 2.

1.2 Tidligere undersøkelser

Det er tidligere gjennomført to geotekniske undersøkelser, en miljøteknisk grunnundersøkelse og en prøvetaking av sedimentene utenfor industritomten:

1.2.1 Geoteknisk undersøkelse, 1973

Noteby rapport 11976, Grunnundersøkelser og geoteknisk utredning, 1973:

Undersøkelsen omhandler geotekniske grunnundersøkelser knyttet opp mot oppføringen av en sveise- og platehall for A/S National Industri (tilsvarende dagens sveise- og platehall tilhørende ABB), og beskriver topografi og grunnforhold slik området framsto i 1973. Rapporten inkluderer beskrivelse av 2 prøvepunkter på området, prøvetatt ved nord- og sørgavlen til det planlagt oppførte bygget. Prøvepunktene beskriver massenes lagdeling ned til 20 meter under bakkenivå, og benevnes henholdsvis PR I og PR II. Det rapporteres om et leirlag fra 0,7 meter og dypere i nord, og fra 4,5 meter i sør. Overliggende masser beskrives som slagg over sand, med 40-80 cm kult (pukk) som avretting.

(For detaljer vedrørende de geotekniske undersøkelsene jmf kap 5.1.1 Geoteknisk undersøkelse)

1.2.2 Geoteknisk undersøkelse, 1974

Noteby rapport 11976 rapport nr. 2, Supplerende grunnundersøkelser og geoteknisk utredning, 1974:

Undersøkelsen er gjennomført som et supplement til de geotekniske grunnundersøkelsene foretatt i 1973, for sikker påvisning av fjell. Undersøkelsene besto av 15 kontrollboringer, og viste at fjellet i området heller bratt og kupert mot sjøen og har et fall fra kote -25 under den prosjekterte sveise- og platehallens nordlige vegg til kote -70 under hallens sørlige vegg.

(For detaljer vedrørende de geotekniske undersøkelsene jmf kap 5.1.1 Geoteknisk undersøkelse)

1.2.3 Miljøteknisk grunnundersøkelse, 1993

NSB rapport Gk 4418, 1, Miljøundersøkelse, NSB kreosotimpregneringsverk på Bragernes, Drammen, 1993:

Undersøkelsen omfatter en historisk gjennomgang av aktiviteten tilknyttet impregneringsverket på Brakerøya, samt en kartlegging av kreosot- og PCB-forurensning i

området. I forbindelse med de miljøtekniske grunnundersøkelser ble det ved hjelp av skovlbor etablert 8 prøvehull, navngitt PI – PVIII.

Rapporten konkluderer med følgende:

Grunnforurensningen påvist i enkelte borepunkter må karakteriseres som alvorlig.

Det er påvist avvik mellom boreloggene og analyseresultater. Det ble ikke påvist PAH (polysykliske aromatiske forbindelser)¹ i borepunkt PI og PVI, henholdsvis nær kokeriet og det antatte tørkeområdet.

Det ble ikke registrert kreosotlukkt i ikke forurensede prøver, selv om det til tider var vanskelig å skille lukten av prøven fra lukten av omgivelsene ifølge boremannskapet.

Forurensningen ble avgrenset til over leirlaget, det vil si grunnere enn 3 meter under terreng. Det ble ikke analysert prøver fra 0-2 meter under terreng, men det ble registrert sterk lukt rett under terrengnivå. Analyseresultatene viser at forurensningsnivået i grunnen er sterkt varierende i forhold til borepunkt og dyp.

Området innenfor Lier kommune, Liertomta, er antatt ikke forurensset, men er ikke kartlagt. Det er heller ikke tatt prøver mellom kokeriet og "Boltinga".

Det er ikke påvist PCB fra tilstøtende aktivitet i noen av de analyserte prøvene.

(For detaljer vedrørende undersøkelsene jmf kap 5.1.2 Miljøundersøkelse - Jordprøver)

1.2.4 Sedimentprøvetaking, 1994

NSB rapport Gk 4418, 2, Miljøundersøkelse, NSB kreosotimpregneringsverk på Bragernes, Drammen, 1994:

Undersøkelsen er en videreføring av NSBs rapport fra 1993, og hadde som formål å undersøke sedimentenes beskaffenhet utenfor impregneringsverket på Brakerøya, med tanke på potensiell kreosot- og PCB-forurensning. Det ble analysert for PAH i totalt 5 prøver fra 9 ulike prøvetakingspunkter fordelt på tre akser (linjer), samt analysert for PCB i de resterende 4 prøvene. Prøvene er navngitt S1-S9. Rapporten konkluderer med følgende:

Det er påvist PAH-forbindelser i to av de syv analyserte prøvene i konsentrasjoner på 9,3 til 12,3 mg/kg TS (klasse 4 i henhold til dagens klassifisering, 2004). Det ble ikke påvist PAH i 3 av prøvene som ble hentet svært nær land, og som derfor er den antatt sterkest forurensede sonen. Lite tyder derfor på at sjøbunnen utenfor Brakerøya er alvorlig kreosotforurensset.

Det ble bare påvist PAH i prøver av sand. Det er analysert prøver fra 0,0 til 0,4 meters dybde.

¹ PAH-forbindelser utgjør en viktig bestanddel i kreosot.

Det ble ikke påvist PCB (polyklorerte bifenyler) i sedimentprøvene. Det ble analysert i ulike sedimentdyp, men kun en analyse per prøvetakingspunkt.

(For detaljer vedrørende undersøkelsene jmf kap 5.1.3 Miljøundersøkelse - Sedimentprøver)

Et sammendrag av den tidligere gjennomførte prøvetakingen på Brakerøya er gitt i tabell 2.1.

Tabell 2.1: Tidligere gjennomført prøvetakning, Brakerøya, Drammen/Lier kommune.

| Undersøkelse | Gjennomført | Rapport | Prøveserie |
|----------------------------|--------------------|--|-------------------|
| Geoteknisk | 1973 | Noteby rapport 11976 | PR I – PR II |
| Geoteknisk, supplerende | 1974 | Noteby rapport 11976, rapport nr. 2 | – |
| Miljøteknisk, jord | 1993 | NSB rapport Gk 4418, 1 | P I – P VIII |
| Miljøteknisk, sediment | 1994 | NSB rapport Gk 4418, 2 | S 1 – S 9 |

2. Historisk oppsummering

Det er ikke kjent hvorvidt det har vært industriell aktivitet på det undersøkte området før 1900, men området var betydelig mindre av areal ved forrige århundreskifte som det framgår av vedlegg 1.3 der strandlinjer og/eller kaikanter fra kart datert i 1900, 1927, 1957 og 1991 er skissert. Området langs Lierstranda ble ifølge NSBs egen undersøkelse² tidligere benyttet til søppelfylling av både Drammen og Lier kommune. Av kartet fra 1900 virker den daværende strandlinjen på ABB-tomta konstruert grunnet formen, og det kan derfor tenkes at utfyllingen av området var påbegynt allerede før 1900. Det er ikke inntegnet bygninger i kartet datert 1900.

Impregneringsverket ble etablert i 1911 og drevet fram til 1972, og besto av et trelastlager, en sag og et kokeri med tilhørende kreosottank. Nord for det aktuelle området lå "Bolttinga" hvor jernbanesvillene ble boltet og klargjort før bruk (vedlegg 1.3). På bakgrunn av et intervju med tidligere bestyrer, Egil Tofleng, er det tidligere antatt at det kun ble lagret trehvite materialer på Liertomta, og at nyimpregnerte sviller og stolper ble lagret og tørket rundt kokeriet, mellom sporene og nord for kokeriet.

Impregneringsverket ble opprinnelig innredet for impregnering etter "blandingsmetoden", det vil si klorsink og tjæreolje (kreosot) i likhet med impregneringsverket på Råde. I Råde ble verket bygget slik at man enkelt kunne gå over til fullimpregnering med ren kreosot³. Det er ikke kjent hvor lenge det ble bedrevet impregnering etter blandingsmetoden på Brakerøya, men det er sannsynlig at det etter hvert ble benyttet fullimpregnering i likhet med Råde eller Rüpings metode (sparemetoden) da utstrakt impregnering med salt ikke er kjent. Rüpings metode var allerede tatt i bruk ved verket på Lillestrøm som ble etablert samme år som verket på Brakerøya, og det er ikke utenkelig at man søkte å benytte denne metoden for å spare råstoff.

Ved fullimpregnering blir treverket utsatt for et forvakuum før impregneringsvæsken blir sluppet inn i kjelen med påfølgende trykkøkning. Slik suges først luften ut av trecellene før de fylles med kreosot. Ved å benytte Rüpings metode blir det i motsetning til fullimpregneringen etablert et overtrykk før væsken blir sluppet inn i kammeret som medfører at kun celleveggene i treverket blir innsatt med kreosot⁴.

De store impregneringsverkene fikk etablert et felles kreosotlager på Grønlia i Oslo i 1912. Det har derfor ikke vært lagring av kreosot på Brakerøya, utover en tank for mellomlagring som sto sør for kokeriet (*Thorsager*).

Det er tidligere gjennomført en studie av avfallsmengde og avfallstype fra impregneringsanlegg utført av Østlandskonsult AS for SFT basert på spørreundersøkelser og befaringer av anleggene⁵. Undersøkelsen deler inn avfallstypene etter fast og flytende avfall.

² Heyerdahl, H., Gk4418 delrapport 1: Miljøundersøkelse, NSB kreosotimpregneringsverk på Bragernes, Drammen, NSB Eiendom, 1993

³ Thorsager, C.F, En kort historikk om kreosotimpregnering av trevirke i Norge, Jernbaneverket, Norsk Jernbanemuseum, udatert.

⁴ Andersen, S. et. al., Grunnforurensning fra treimpregneringsvirksomhet i Norge, SFT 98:01, TA-nummer 1511/1998, SFT, 1998.

⁵ Johansen, Ø., Kartlegging av avfall fra treimpregneringsanlegg, SFT, 1988.

For kreosotimpregneringsanlegg er det lite fast avfall da kreosoten blir levert fra tank, enten på bil eller tog. Derimot dannes det slam i tankene grunnet trefiber, flis og sand som følger materialene inn i trykktanken. Tankene må derfor tømmes for slam med jevne mellomrom.

Det er anslått en slamproduksjon på 0,022 til 0,059 kg slam per kubikk behandlet trevirke. Dette blir en anseelig mengde over flere år og må regnes som en kilde til kreosotforurensning i tillegg til den rene kreosoten som ble tilført grunnen enten som spill eller avrenning fra materialer. En tredje kilde er flis og spon fra Boltinga, der det ble montert beslag på de impregnerte svillene.

Det er derimot ingen kjente deponier for kreosotslam eller lignende overskudd. Ut fra datidens viten og holdninger er det sannsynlig at dette er gravd ned eller dumpet tilfeldig på området. Det kan heller ikke utelukkes at fast avfall fra Boltinga er deponert i det undersøkte området, eksempelvis i forbindelse med den stadige utfyllingen.

Utfyllingen av området har skjedd stegvis slik det er skissert i vedlegg 1.3 innenfor spuntvegger av tre som avgrensning for utfyllingene. Spuntveggene er navngitt etter kartverkets utgivelse, da byggeår for disse spuntene ellers ukjent. Vedlegg 1.3 viser at det på Liertomta har eksistert to slike spuntvegger. Den tilgjengelige informasjonen gir ingen indikasjon på at er etablert nye spunter utenfor 1957-spunten (blå stiplet linje i vedlegg 1.3), og utfyllingen fra 1960 og fram til i dag har forløpt gradvis.

Tegning Gk4418-2 i NSBs rapport viser et flyfoto datert 1965, og viser en tilnærmet identisk situasjon som i kartet datert 1957 (vedlegg 1.3). Av tegning Gk4418-2 ses tydelig spuntveggen av tre som kommer inn fra øst. Denne spuntveggen kan i dag ses sør for gjerdet til Ring Teigen som driver bilopphuggeri øst for Liertomta. Fotografiet viser også at det lagres mørkt og lyst trevirke side om side.

I den geotekniske rapporten utført av Noteby fra 1973 anslås utfyllingen vest for sveiseplatehallen til en alder av 10-15 år. Det betyr at utfyllingen skjedde i tidsrommet 1958 til 1963. I utfyllingen sør for sveise- og platehallen skal det være fylt opp med stein på sørsiden av spuntveggen⁶.

De tidligere bygningene og installasjonene tilknyttet impregneringsvirksomheten er revet, og siden impregneringsverkets nedleggelse er det oppført et kaldt lager i tillegg til sveise- og platehallen. Det er også bygget en større kjøre-/lagerplate i betong for lagring av tyngre utstyr nord på ABB-tomta. Liertomta har siden nedleggelsen blitt benyttet til biloppstillingsplass i forbindelse med bilimport, og ble i den forbindelse fylt opp til kote +2 av forsikringsmessige årsaker like etter 1980.

Vest for ABB-tomta har A/S National Industrier, senere ABB, hatt produksjons- og servicelokaler siden oppstart rundt 1920. En viktig del av Nationals virksomhet har vært bygging og vedlikehold av større transformatorer. Flyfoto viser at tomta øst for Liertomta ennå ikke var utfylt i 1965, der Shell etablerte en oljeterminal. Oljeterminalen er i dag nedlagt og området er overtatt av Ring Teigen som driver bilopphugging og utskipping av vrak.

⁶ Brænd, T., "Grunnundersøkelser og geoteknisk vurdering, A/S National Industri, Drammen, Sveise og plateverksted på NSB's område", Noteby rapport 11976, 1973

3. Kreosot; fysiske, kjemiske og toksiske egenskaper

Kreosot framstilles ved tørredestillasjon av steinkulltjære som er et biprodukt fra produksjon av gass og koks fra kull. Kreosot opptrer i form av en gyllen til mørk brun oljelignende væske⁷. Stoffets sammensetning varierer noe, men er hovedsakelig en blanding av ulike organiske aromater og polyaromater, med et kokeintervall innenfor 210-360 °C⁸.

Kreosot består typisk av 85 % PAH, 10 % fenoler og 5 % heterosykliske nitrogen-, oksygen- og svovelforbindelser⁹. Ryberg og Haugen oppgir at PAH utgjør den største stoffgruppen i kreosot, og at innholdet ligger på anslagsvis 20-50 %¹⁰. Avviket kan skyldes at den første referansen oppgir innholdsfordelingen i en ren kreosotolje, mens den andre kilden har oppgitt innholdsfordelingen av en kreosotblanding som muligens kan være fortynnet for å redusere smeltepunkttemperaturen da de fleste komponentene i kreosot har smeltepunkt høyere enn 20 °C (krystalliserer ved temperaturer > 20 °C).

Av de ulike komponentene i kreosot anses fenoler som flyktige, og brytes relativt raskt ned til vann og karbondioksid under aerobe forhold. Fenoler vil også brytes ned under anaerobe forhold, over noe lengre tid enn ved tilstrekkelig tilgang på oksygen. I tillegg er denne gruppen stoffer vannløselig.

PAH16 benyttes derfor vanligvis som en indikator for tilstedeværelse av kreosot i områder der det har foregått potensielt kreosotforurensende aktiviteter.

Som de fleste organiske forbindelser vil kreosot være relativt lite mobil i jord, spesielt i jordarter med høyt organisk innhold. De flyktigere forbindelsene som naftalen og fenol vil kunne delvis fordampe, og vil potensielt også kunne løses i vann. Avhengig av jordas metningsevne, kreosotkonsentrasjon og permeabilitet kan kreosot transporteres gjennom umettet sone ned i akviferen. Da kreosot har en tetthet som er noe høyere enn vann (1,02-1,15 g/l) vil kreosot kunne bevege seg gjennom den mettede sonen og samles mot eventuelle impermeable lag. Herfra vil kreosotforbindelsene transporteres med grunnvannsstrømmen (NGI, 1993).

PAH sammensetningen varierer relativt mye for ulike kreosotblandinger, men består hovedsakelig av lav til middels tunge forbindelser med to til fire bensenringer. Blant disse forbindelsene finner man blant annet naftalen, fluoren, fenantren og fluoranten. Enkelte kreosotblandinger vil også ha innslag av tyngre PAH komponenter som krysen, benzo(a)antracen og benzo(a)pyren, som anses å ha kreftfremkallende egenskaper. Felles for PAH forbindelsene i kreosot, med unntak av naftalener, er at de regnes som lite flyktige og tilnærmet uløselige i vann.

⁷ Andersen, S., et. al., Grunnforurensning fra treimpregneringsvirksomhet i Norge, TA-nummer 1511/1998, SFT 1998.

⁸ Breedveld, G. og T. Briseid., In situ biologisk rensing av kreosotforurenset grunn, rapport nr: 537006-2, NGI og SI, 1993.

⁹ Mueller, J. G. et. al., Creosote contaminated sites, Environmental Science & Technology, 23 (10): 1197-1201, 1990.

¹⁰ Ryberg, D. og Å. Haugen, Kreosot og helsefare, Statens arbeidsmiljøinstitutt, rapportnr: HD 987/89, 1989.

Mennesker eksponeres for kreosot ved direkte hudkontakt, eller ved innånding av kreosotdamp, aerosol eller kreosotholdig støv. Kreosotdamp består hovedsakelig av de flyktige forbindelsene som naftalener, fenoler og inden. Eksponering for kreosotdamp gir økt spyttsekresjon, hodepine, svimmelhet, irritasjon i øyne og slimhinner (luftveiene). Hudkontakt med kreosot kan gi hudeksem eller en fototoksisk reaksjon som gir rødflamme hud som ved en kraftig solforbrenning. Ved lang eksponering eller kraftige doser kan den fototoksiske reaksjonen også inkludere hevelser, blære- og sår dannelse i huden. (Ryberg og Haugen)

Som alle hydrokarboner er også PAH-forbindelser fettløselige. Dette skulle tilsi at stoffgruppen har et vesentlig bioakkumuleringspotensiale. Det synes derimot ikke å være tilfelle, da høyerestående organismer som pattedyr, fugler og de fleste fisker, har enzymsystemer som øker vannløseligheten av PAH (Mueller, 1990). Følgene av dette er at stoffene skilles ut med urinen, og ikke akkumuleres i organismens fettlagre.

Nedbrytningspotensialet for kreosot er generelt lavt i jord og sedimenter, og de lettere komponentene vil brytes ned i større grad enn de tyngre. Det er kjent at jord danner grunnlag for et variert og rikt mikroorganisk miljø (NGI, 1993). Mikroorganismer som sopp og bakterier vil svært raskt tilvenne seg sine omgivelser, og over tid vil disse kunne bryte ned organisk forurensning, deriblant kreosot under spesielt gunstige betingelser. Faktorer som påvirker nedbrytningsgrad vil primært være de kreosotnedbrytende mikroorganismenes tilgang på oksygen, vann, næringssalter, temperatur og pH.

4. Feltarbeid 2003

De miljøtekniske miljøundersøkelsene på Brakerøya er utført i henhold til SFTs veiledere 720/1991: "Miljøtekniske grunnundersøkelser", 99:01A: "Risikovurdering av forurenset grunn" og 95:09: "Håndtering av grunnforurensningssaker".

Nye og gamle prøvetakingspunkter er gitt i vedlegg 1.4 med inntegnede transekter (akser). Sjaktprofiler med foto er gitt i vedlegg 3.

4.1 Strategi

Gjennom undersøkelser gjennomført i 1993 (NSB, 1993) ble det påvist en betydelig kreosotforurensning i deler av området benyttet til oppbevaring og produksjon av sviller i perioden 1911-1972. Analyseresultatene fra denne undersøkelsen er gitt i kapittel 5.1. Prøvegrunnlaget var fra 8 prøvehull, hvorav 5 prøver 2-3 meter under terreng viste betydelig kreosotforurensning. Øvrige prøveresultater viste at stedegen leire kunne betraktes som en effektiv barriere mot spredning av kreosot i dybden. Den historiske gjennomgangen viste at det ikke kunne utelukkes grunnforurensning fra impregneringsvirksomheten slik det tidligere er antatt (NSB, 1993).

I bestemmelsen av prøvepunkter ble det, med utgangspunkt i NSBs rapport, lagt opp til prøvetaking i et rutenett for systematisk kartlegging. Grunnet områdets størrelse og antatt diffuse forureningsnivå, ble det vurdert som hensiktsmessig å tilpasse rutenettet til ruter à 20 x 20 meter, noe som tilsier ett borehull per 400 m². Prøvepunktene ble målt opp og markert i forkant av prøvetakningen, og eventuelt justert ut ifra vurderinger rundt observasjoner, framkommelighet og kabler/rør i grunnen. På bakgrunn av den historiske gjennomgangen ble det bestemt å dele området inn i fem mindre delområdersom vist i vedlegg 1.4 (for detaljer vedrørende den historiske gjennomgangen og inndeling av området, se kapittel 2 og kapittel 5.2). Tabell 4.1 gir en oversikt over områdets inndeling med tidligere prøvetaking.

Det ble ikke etablert nye borehull i punkt der det tidligere er gjennomført boring (PI - PVIII). Det ble heller ikke gjennomført prøvetaking under bygg.

Det ble besluttet at det ville være mest hensiktsmessig med boring framfor sjaktning grunnet de forventede konsentrasjonsnivåer (jmf 720/1991) samt behovet for prøvetaking under grunnvannstand. Det ble benyttet gravemaskin til forgraving i grove toppmasser på Liertomta. Punktene G10, G11 og H9 ble kun maskingravet grunnet grove masser gjennom hele profilet. Disse ble alle gravd i antatt nyere fylling, og grunnet begrensninger med å grave vått ble sjaktene avsluttet før stedegen leire ble påtruffet.

Tabell 4.1: Inndeling av området, med tidligere prøvetaking, Brakerøya, Drammen/Lier kommune.

| Delområde | Beskrivelse | Tidligere prøvetaking | Påvist PAH, maks. kons. (mg/kg TS) |
|-----------|--|-----------------------|------------------------------------|
| 1 | Nord for 1900-/1926 spuntvegg, ABB-tomta | PI, PIII, PIV, PVI | 195 |
| 2 | Nord for 1926-spunt, Liertomta | – | – |
| 3 | Sydvest for 1926-/1957-spunt, ABB-tomta | PV | 926 |
| 4 | Mellom 1926- og 1957-spuntene, Liertomta | PII, PVII, PVIII | 548 |
| 5 | Syd for 1957-spunt, Liertomta | – | – |

4.2 Prøvetaking

Det ble opparbeidet 47 borehull, og tatt ut en til fem prøver per punkt, avhengig av løsmassenes lagdeling og sammensetning, eller endring i disse. Boringene ble primært avsluttet da det ikke lenger ble registrert kreosotlukt i prøvene i henhold til observasjoner og analyseresultater beskrevet i rapport Gk4418 (NSB 1993). Massene ble overført til sterile Rilsan poser, og lagret kjølig før oversendelse til laboratoriet.

Boringen ble gjennomført med en brønnboringsrigg med ODEX-krone og en GEOTOOL minirigg. Brønnboringsriggen ble benyttet i de asfalterte områdene sørvest på lokaliteten, mens miniriggen, alene eller i kombinasjon med gravemaskin, ble benyttet i de resterende områdene. Miniriggen ble også benyttet i de asfalterte områdene for prøvetaking dypere enn 3 meter, det vil si alle profiler dypere enn 3 meter er kartlagt med sylindrerprøvetaker. Bilder av bore- og prøvetakingsutstyr er gjengitt i vedlegg 4.

Med en GEOTOOL minirigg skjer boringen ved hjelp av et fallodd på 40 kg som løftes opp 60 cm og slippes ned på toppen av borstrengen. Prøvene ble tatt med sylindrerprøvetaker, som er et åpent rør nederst på borstrengen som fylles med masse under neddriving. Prinsippskisse for en sylindrerprøvetaker er gitt i vedlegg 4.

På Liertomta er det fylt ut med pukk og sprengstein. Dette topplaget viste seg å være ikke borbart med fallodd. Steinlaget og annen grov løsmasse ble derfor fjernet med gravemaskin før boring ble foretatt i bunnen av de gravde sjaktene. Sjaktdybden varierte fra 0,2 – 2,0 m.

Første prøve ble tatt med 2" prøvetaker med lengde på 1,0 m. Der det skulle bores videre ble det ved de fleste boringene benyttet 1" prøvetaker med lengde på 2,0 m. Det ble totalt utført 27 boringer i gravde sjakter med prøvetaking ned til maksimalt 8 m under terreng.

I enkelte hull med grov sand eller grusige masser kollapset borehullet etter opptrekk av første prøve ved boring under grunnvannstand. Dette gjelder hovedsakelig borehull i transekt FF' (vedlegg 1.4) og lengst sørvest på Liertomta der sandfyllingen er på sitt mektigste. Dette kan ha medført feilkilder knyttet til selve lagdelingen og ved at de dypere prøvene er kontaminert

av øvre lag som dermed må gjennombøres på nytt før neste prøveuttak. Problemet ble forsøkt løst ved å fore ut borehullet med et stålrør umiddelbart etter opptrekk av første prøve, for så å bore videre med 1" prøvetaker gjennom stålrøret. Dette viste seg å være lite vellykket da sand/grusmasser kilte seg fast mellom stålrøret og prøvetakeren slik at stålrøret ble med prøvetakeren ned.

På Drammentomta ble det benyttet brønnboringsrigg med ODEX-krone. Her ble det boret ned 140 mm foringsrør med 3 meters lengde i totalt 18 boringer. Ved 8 av disse boringene ble det konstatert stedegen leire. I de 10 boringene som ikke påviste overgangen til stedegen leire ble det drevet ned 2" prøvetaker for uttak av prøver fra 3-4 m under terreng.

Feltarbeidet ble utført i perioden 10-18.12.2003, og borearbeidene ble utført av Østfold Brønnboring AS (boringer med ODEX krone) og Miljøgeologi AS (GEOTOOL minirigg). Gravearbeidene ble utført av Entreprenørteknikk AS.

4.3 Analyser

Bakgrunnen for valg av analyseparametere er gitt i kapittel 3: *Kreosot; Fysiske, kjemiske og toksiske egenskaper*, der det fremgår at kreosot hovedsakelig er en blanding av bestandige PAH-forbindelser (polysykliske aromatiske hydrokarboner). Det ble derfor valgt å analysere på PAH16 som indikator for kreosotpåvirkning.

Det ble tatt ut 5 prøver til screeninganalyse grunnet mistanke om annen type forurensning, mistanke om eller kontroll av spredning fra tilstøtende eiendom og for kontroll av fenolinnhold i forhold til PAH16.

PAH-analysene ble utført ved Eurofins Norge som er tilknyttet Eurofins Scientific, bestående av over 50 avdelinger i Danmark, England, Frankrike, Nederland, Tyskland, Sveits og USA. Eurofins Norge er akkreditert etter EN-ISO-17025, en standard som er akseptert i de fleste europeiske land. Deteksjonsgrensen for den benyttede PAH-analyse (GC-MS) er 0,005 mg/kg TS.

Screeninganalysene ble gjennomført ved Analytico i Nederland som er et samarbeidende laboratorium til Eurofins Norge. Screeninganalysen er en såkalt TerrAttesT som detekterer 200 ulike organiske miljøgifter og metaller. Oversikt over parametere med respektive deteksjonsgrenser er gitt i vedlegg 5.

I screeninganalysene er det oppgitt både konsentrasjon av PAH16 og *sum THC* (totale hydrokarboner). Totale hydrokarboner gjenspeiler konsentrasjonen av alle sykliske og rettkjedete alifater og olefiner samt mono- og polysykliske aromater, som PAH16¹¹.

¹¹ Eurofins Norge

5. Grunnforhold og resultater

5.1 Tidligere undersøkelser

5.1.1 Geoteknisk undersøkelse

Det aktuelle området består for en stor del av dokumentert utfylt land som beskrevet i kapittel 2: *Historisk oppsummering*.

I forbindelse med de geotekniske undersøkelsene i 1972-74 på ABB-tomta ble det boret til fjell. Undersøkelsen viste at fjellet heller bratt og kupert mot sjøen og har et fall fra kote -25 under hallens nordlige vegg til kote -70 under hallens sørlige vegg. Over fjellet ble det påvist et sand- og gruslag med 1 til 2 meters tykkelse. Mellom sand- og gruslaget og det utfylte laget nærmere terrenghøyde er det ingen indikasjoner på annen type løsmasse enn leire.

Fyllingens tykkelse er tidligere oppgitt i en geoteknisk undersøkelse å avta lineært med avstand til sjøen, og går fra 4,5 meters mektighet ved hallens sydgavl til 0,7 meters mektighet ved nordgavlen. Fyllmassene er oppgitt å bestå av slagg over sand. Fyllingsplanet er oppgitt å være avrettet med et 40-80 cm kultlag (pukk). Sør for sveise- og platehallen er det fylt opp med tunnelstein utenfor spuntene. (*Noteby, 1973*)

5.1.2 Miljøteknisk grunnundersøkelse fase 2 - Jordprøver

Det ble gjennomført innledende prøvetaking i 1993 av NSB Bane, Ingeniørtjenesten. Resultatene er presentert i tabell 5.1 som sum av 16 PAH-forbindelser (PAH16) med tilhørende prøvedyp. Analyseresultater som viser betydelig konsentrasjon av PAH16 er markert med uthevet skrift. PAH16 er utregnet på grunnlag av de originale analyserapportene der resultatene presenteres som sum av 10 PAH-forbindelser (PAH10) slik det var vanlig tidligere. Omregningen til PAH16 er gjort for å gi et bedre sammenligningsgrunnlag med de seneste analyseresultater. De tidligere borepunktene er inntegnet i vedlegg 1.4/1.6 med røde markeringer i motsetning til de siste borepunktene som er markert med blått.

Analyseresultatene fra 1993 viser konsentrasjoner i en størrelsesorden som samsvarer med analyseresultatene fra 2003, og vurderes derfor på lik linje med resultater fra den seneste undersøkelsen.

Analyseresultatene fra 1993 viser at PAH16-konsentrasjonen avtar sterkt i leirlaget som antas å være stedeget.

Tabell 5.1: Analyseresultater omregnet til PAH16 fra originale analyserapporter med tilhørende prøvedyp fra tidligere prøvetaking. (NSB, 1993)

| Prøve | Prøvedyp [m] | Løsmasse-beskrivelse | PAH16 [mg/kg TS] |
|--------|--------------|----------------------|------------------|
| P I | 3 | Leire | i.p |
| | 6 | Kvikkleire | i.p |
| | 11 | Leire | i.p |
| | 15 | Leire | i.p |
| P II | 2 | Siltig leire | 548 |
| | 5 | Leire | 2,3 |
| | 7 | Kvikkleire | 0,82 |
| P III | 2 | Fast leire | 195 |
| | 5 | Kvikkleire | 1,5 |
| | 7 | Kvikkleire | 1,6 |
| P IV | 2 | Gytjeaktig | 47 |
| | 5 | Leire | 2,1 |
| P V | 2 | Gytjeaktig | 926 |
| | 5 | Leire | 4,4 |
| P VI | 3 | Leire | 1,2 |
| P VII | 2 | Fyllmasser | 7 |
| | 4 | Leire | 0,1 |
| | 10 | Kvikkleire | i.p |
| P VIII | 3 | Fyllmasser | 366 |
| | 5 | Leire | i.p |

i.p = ikke påvist

5.1.3 Miljøundersøkelse - Sedimentprøver

Prøvetakingen ble gjennomført i februar 1994 med uttak av ni prøver fordelt på tre akser med håndholdt 53 mm sylinderprøvetaker. 5 prøver ble analysert for PAH16 og 4 prøver ble analysert for PCB7. Kart over prøvetakingspunkter er gitt i tegning Gk4418.8¹². resultatene fra sedimentprøvetakingen er gitt i tabell 5.2.

Det ble påvist PAH16 i to av de fem analyserte prøvene. Konsentrasjonsnivåene i disse prøvene (12,1 – 12,3 mg/kg TS) tilsvarer klasse 4 i henhold til dagens klassifisering. Det ble ikke påvist PCB7 i noen av de fire analyserte prøvene.

PAH16 ble påvist i prøver av sandig materiale 0,0 – 0,3 meter sedimentdyp. Det ble ikke påvist PAH16 i prøver som ble tatt av leirig materiale 0,2 - 0,4 meter sedimentdyp.

Det ble også påvist lettere overkonsentrasjon av kobber i fem av fem analyserte prøver. De påviste konsentrasjonsnivåene tilsvarer klasse 2 (35 – 150 mg/kg TS) i henhold til dagens klassifisering med unntak av en prøve som tilsvarer klasse 3.

NIVA har gjennomført en kartlegging av miljøgifter i sedimenter for Drammensfjorden i 1993. Bakgrunnskonsentrasjonen for kobber antas på bakgrunn av denne undersøkelsen å

¹² Heyerdahl, H., Gk4418 delrapport 2: Miljøundersøkelse, NSB kreosotimpregneringsverk på Bragernes, Drammen, NSB Eiendom, 1994.

være 35 mg/kg TS, det vil si overgangen mellom klasse 1 og klasse 2. NIVA påviste kobber i sedimentene utenfor ABB Energi på Brakerøya tilsvarende tilstandsklasse 2.¹³ De påviste konsentrasjoner av kobber vurderes derfor som uproblematisk i forhold til bakgrunnskonsentrasjonen og generelt konsentrasjonsnivå, og vil ikke være gjenstand for videre vurderinger.

Den strategiske plasseringen av prøvetakingspunktene for både PAH16- og PCB7-analyser vurderes som god i forhold til antatte og dokumenterte kildeområder på land (delområde 1-5). Det er ingen entydige indikasjoner om uakseptabel spredning fra den undersøkte lokaliteten, men antall analyserte prøver vurderes som noe lavt. Det er ikke dokumentert spredning av PCB7 fra ABBs virksomhet på naboeiendommen til sedimentene på utsiden av området tilhørende NSB Eiendom. Prøvepunktene fra sedimentundersøkelsen er gitt i vedlegg 1.5.

Tabell 5.2 viser at det ikke ble påvist PAH-forbindelser over deteksjonsgrensen i prøvepunktet S4 som ligger nærmere strandlinjen i forhold til S5 som viste PAH-konsentrasjoner tilsvarende klasse 4. Dersom PAH-forbindelsene detektert i S5 skyldes spredning fra den undersøkte lokaliteten burde det også vært forventet påvist PAH-forbindelser i prøven S4. Prøve S7 er ikke analysert.

Konsentrasjonene i sedimentene er ikke tilstrekkelig høye til å kunne identifisere kilden da de ulike PAH-forbindelsene er og har vært under påvirkning av flere prosesser både på land og i sjø/sediment, blant annet nedbrytning og utløsning. PAH-profiler for kreosot vil i tillegg være til forveksling like PAH-profiler fra for eksempel ulike tjæreforbindelser, da kreosot og annen tjære kan framstilles i de samme prosesser.

På bakgrunn av de ovennevnte vurderinger sammen med de kartlagte strømningsforhold (kapittel 6.5), kan det ikke utelukkes at de påviste PAH-konsentrasjoner i sedimentene utenfor den aktuelle lokaliteten har bidrag fra andre kilder enn kun NSB impregneringsanlegg.

Tabell 5.2: Analyseresultater omregnet til PAH16 fra originale analyse-rapporter med tilhørende prøvedyp fra tidligere sedimentprøvetaking. (NSB, 1994)

| Prøve | Prøvedyp [m] | Sediment-beskrivelse | PAH16 [mg/kg TS] | Tilstandsklasse SFT |
|-------|--------------|----------------------|------------------|---------------------|
| S1 | 0,3-0,4 | Leire | i.p | I |
| S2 | 0,2-0,3 | Leire | i.p | I |
| S4 | 0,2-0,3 | Silt/leire | i.p | I |
| S5 | 0,0-0,2 | Sand | 12,3 | 4 |
| S8 | 0,1-0,3 | Sand | 12,1 | 4 |

i.p = ikke påvist

Grunnet siste års utfylling er enkelte av prøvepunktene i tidligere sedimenter nå under utfyllingsmasser. Dette gjelder punktene lengst øst. Dette fremkommer tydelig av vedlegg 1.5.

¹³ Konieczny, R. M. et. al., Kartlegging av miljøgifter i sedimenter i Indre Drammensfjord 1993, NIVA, 1994.

5.2 Innledning resultater

Det er valgt å opprettholde inndelingen av området i delområder, grunnet antatt sammenheng mellom grunnforhold, avstand til fjorden og tidspunkt for utfylling. De ulike delområdene er med inntegnede prøvepunkter er skissert i vedlegg 1.4. Beskrivelse av de enkelte delområdene er gitt i tabell 5.3. Analyseresultatene for PAH-forbindelser er presentert i sin helhet i vedlegg 6 sortert etter de oppgitte delområder. De originale analyserapportene er gitt i vedlegg 7.

Det er påvist store konsentrasjonsforskjeller innenfor de enkelte spesifikke lag. Det er derfor funnet hensiktsmessig å oppgi maksimalkonsentrasjoner som supplement til gjennomsnittsverdier. Resultatene er presentert i tabell for hvert delområde med gjennomsnittlig konsentrasjon og maksimalkonsentrasjon av PAH16 i de respektive lag, samt tykkelsen av de enkelte lag.

Det er generelt analysert færre prøver i topplaget da prøvegrunlaget indikerer en jevnere forurensningsgrad i dette laget enn for dypere liggende lag. Masser i topplaget på Liertomta antas ikke forurenset dersom de ikke lukter eller er misfarget. Antagelsen bygger på den historiske informasjonen om påkjørte masser etter 1980, samt at det øverste laget består av en meget høy andel grove masser (95 – 100 %).

Tabell 5.3: Inndeling av området, med beskrivelse og navngiving, Brakerøya, Drammen/Lier kommune.

| Delområde | Beskrivelse | Lokalisering |
|-----------|-------------------------------|--------------|
| 1 | Nord for 1900-/1926 spuntvegg | ABB-tomta |
| 2 | Nord for 1926-spunt | Liertomta |
| 3 | Sydvest for 1926-/1957-spunt | ABB-tomta |
| 4 | Mellom 1926- og 1957-spuntene | Liertomta |
| 5 | Syd for 1957-spunt | Liertomta |

5.2.1 Delområde 1: Nord for 1900-/1926 spuntvegg, ABB-tomta

Arealene under hallen og sør for hallen fram til og med spuntten er medregnet i delområde 1 av historiske årsaker da dette området viser til den første utfyllingen av området. Totalt areal for delområde 1 er estimert til 18 000 m².

Området omfatter borehullene;

- C1, E1, F1, G1
- B2
- D3, E3
- E4
- B5, C5, D5
- B6
- C12 og D12

Under asfaltdekket ble det observert et kult-/bærelag med gjennomsnittlig tykkelse på omtrent 70 cm. Under bærelaget ble det observert grusige til sandige masser med en gjennomsnittlig mektighet på 1,0 meter. Gjennomsnittskonsentrasjonen av PAH i sand- og gruslaget er beregnet til 55 mg/kg TS. Resultatene viser imidlertid store konsentrasjonsvariasjoner (0,12 - 280 mg/kg TS PAH16)

Dyp til antatt stedegen marin leire er jevnt over 2 meter, med noe avvik i enkelte borehull. I de fleste borehullene ble det tatt prøve av den øverste meteren av leirlaget, det vil si 2,0 til 3,0 m under terreng. Den gjennomsnittlige PAH-konsentrasjonen i dette laget er beregnet til 4,8 mg/kg TS. Borehull E3 skiller seg imidlertid ut i forhold til PAH-konsentrasjonen i leirlaget (22 mg/kg TS). Med unntak av borehull E3 var høyeste påviste konsentrasjon i leirlaget på 8,4 mg/kg TS (borehull F1) og tilsvarende blir gjennomsnittskonsentrasjonen 3,2 mg/kg TS.

Leira ble funnet å være bløt og plastisk nord på området med gradvis overgang til mer siltig karakter sørover (jmf borehull B5-D5).

Profilene og resultatene i borehull C12 og D12 indikerer et tett leirlag ved 2,0 meter under terreng. Dette avviker fra tidligere observert dyp til leire som er rapportert til å være 4,5 meter under terreng ca 20 meter nord for de nevnte borehull (*Noteby, 1973*).

Resultatene for delområde 1 er presentert i tabell 5.4.

Tabell 5.4: Sammendrag av analyseresultater for PAH16 i definerte lag i delområde 1.

| Beskrivelse av lag | Midlere tykkelse (m) | Maksimalkonsentrasjon [mg/kg TS] | Midlere konsentrasjon [mg/kg TS] |
|--------------------|----------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| Pukk- og steinlag | 0,0 – 1,0 | 24 | 15 |
| Sand- og gruslag | 1,0 – 2,0 | 280 | 55 |
| Leire | 2,0 – 3,0 | 22 | 4,8 |

5.2.2 Delområde 2: Nord for 1926-spunt, Liertomta

Estimert areal er 7000 m². Området omfatter borehullene;

- F2, H2, I2
- G3, H3, I3, J3
- H4
- G5, H5

Generelt om området nord for 1926-spunten kan man si at terrenget er bygget opp med et kultlag over sandige fyllmasser. Tykkelsen på kultlaget er 50-100 cm, tykkelsen på sandlaget varierer avhengig av dybden til leira som begynner mellom 150 til 300 cm under terreng. Det øverste leirlaget (50 cm) kan være noe siltig i forhold til den underliggende bløte, mer plastiske leira.

Boreprofilene fra delområde 2 viser tydelig at leirlaget har et fall fra de innerste punktene til eksempelvis borepunkt H4 hvor leira ble observert om lag 3,2 meter under terreng.

Gjennomsnittskonsentrasjoner og maksimalkonsentrasjoner er gitt i tabell 5.5. Tabellen viser noe høyere gjennomsnittskonsentrasjoner i leirlaget enn i delområde 1. Dette kan delvis skyldes at prøvene i borepunkt G3 og I3 ble tatt i grunnere og tørrere leirlag over den bløte eller plastiske leira som ble observert rundt 2,0 meter under terreng.

I borehull F2 er det stor usikkerhet knyttet til bestemmelsen av selve lagdelingen. Dette skyldes at den underliggende, kvikke leira ikke fortrenget de sammenpakkede sandige massene i sylinderprøvetakeren. Det resulterte i at leira selv ble skjøvet til side/fortrenget av prøvetakeren da den penetrerte leirlaget. Dette underbygges av at det er en viss "reprise" i boreloggen i tillegg til at det ble observert leire utenpå prøvetakeren etter opptrekk. Det er derfor trolig at leira begynner ca 3 meter under terreng, der første observasjon av leirige masser ble gjort. Analyseresultatene fra F2 ikke er benyttet i gjennomsnittsberegningene.

Det antas at boreloggen til hull G5 heller ikke er representativ for den reelle lagdelingen da prøvetakeren ble plagget av trebiter. Det antas også her at leira begynner omtrent 3 meter under terreng. H5 ble sjaktet med gravemaskin. Det ble observert tett, kompakt og antatt marin leire to meter under terreng. Dette vises tydelig på bildet i sjaktloggen, vedlegg 3.

Tabell 5.5: Sammendrag av analyseresultater for PAH16 i definerte lag i delområde 2.

| Beskrivelse av lag | Midlere tykkelse (m) | Maksimalkonsentrasjon [mg/kg TS] | Midlere konsentrasjon [mg/kg TS] |
|--------------------|----------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| Pukk- og steinlag | 0,0 – 1,0 | - | - |
| Sand- og gruslag | 1,0 – 2,0 | 1000 | 543 |
| Leire | 2,0 – 3,0 | 32 | 13 |

5.2.3 Delområde 3: Sydvest for 1926-/1957-spunt, ABB-tomta.

Estimert areal er 5000 m². Området inkluderer borehullene

- A7
- A8, B8
- B9
- B10
- A12
- D13

Det ble observert siltig leire med overgang til bløt, marin leire i borehull A7 fra 150 cm til 400 cm under terreng, med antatt tett leire fra 300 cm under terreng. A7 representerer de tidligste utfyllingene i dette området. De utenforliggende hullene A8 og B8 viser en helt annen profil. Disse hullene ligger utenfor 1957-spunten, og det ble ikke observert marin leire ned til 400 cm under terreng.

Resultatene fra borehull A7 viser at leirlaget ved tre meter under terreng er en effektiv barriere for spredning av kreosot, da det ble påvist PAH-konsentrasjoner under norm i dette laget. Lagdelingen og resultatene fra borehull A8 og B8 viser ingen impermeable lag, men det er en tydelig avtagende tendens i kreosotkonsentrasjonen i borehull A8 med økende dyp. Kreosotkonsentrasjonen i borehull B8 er jevn gjennom hele profilet.

Det ble igjen observert antatt stedege, tett leire i borehullene B9 og B10 rundt 3 til 3,5 meter under terreng. Resultatene fra borehull B9 og B10 viser at det observerte leirlaget er en effektiv barriere mot kreosotspredning. Kreosotkonsentrasjonen i den øverste meteren i denne barrieren tilsvarer under 1 % av konsentrasjonen i overliggende siltig lag. Det ble observert sandig/siltig leire med overgang til finere leire i A12 mellom 2 og 3 meter under terreng. Også her viser analyseresultatene at leira kan betraktes som tett i forhold til spredning av kreosot.

Profilet til D13 avvek fra C12 og D12 (delområde 1) ved at det ble observert fyllmasser ned mot 3,5 meter under terreng. Stedege leire ble ikke påvist i D13. Det ble benyttet sylindprøvetaker fra 3 til 4 meter under terreng uten at det ble påtruffet steinmasser slik det tidligere er antydnet i de geotekniske rapportene; at det er steinfylling sør for spuntveggen. Gjennomsnitt- og maksimalkonsentrasjoner for delområde 3 er gitt i tabell 5.6.

Tabell 5.6: Sammendrag av analyseresultater i definerte lag i delområde 3.

| Beskrivelse av lag | Midlere tykkelse (m) | Maksimalkonsentrasjon [mg/kg TS] | Midlere konsentrasjon [mg/kg TS] |
|--------------------|----------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| Pukk- og steinlag | 0,0 – 1,0 | 22 | 12,4 |
| Sand- og gruslag | 1,0 – 3,0 | 3100 | 386 |
| Leire* | 3,0 – 4,0 | 54 | 20 |

*Prøve B8-4 ble tatt i mørke leirige masser 3,5 – 4,0 meter under terreng (54 mg/kg TS PAH). Profilen indikerer at dette ikke nødvendigvis er stedege masser. Det ble heller ikke påtruffet stedege leire i D13. Den reelle midlere konsentrasjonen i stedege marin leire er derfor antatt lavere enn den utregnede verdien presentert i tabell 5.6.

I borehull A7, A8, B8 og B9 ble det analysert to prøver fra det mellomliggende laget 1,0 til 3,0 meter under terreng. Det er benyttet en gjennomsnittsverdi fra disse borehullene til utregningen av en midlere konsentrasjon for området.

Prøve A7-2 og A8-2 ble også analysert i en såkalt screeninganalyse (TerrAttesT) og resultatene viser lettere forurensning av tungmetallene bly, kobber og sink. Konsentrasjonen av arsen og krom vurderes til å ligge innenfor de naturlige bakgrunnskonsentrasjoner. Screeninganalysene viser en relativ høy konsentrasjon av hydrokarboner (3200-11000 mg/kg TS).

I prøve A8-2 ble det påvist Isodrin (960 mg/kg TS) og Disulfoton (300 mg/kg TS) som er klorerte pesticider for avlingsbeskyttelse mot insekter. Isodrin er moderat persistent med en halveringstid i jord på 0,5-6 år. Forbindelsen er ikke kreftfremkallende¹⁴. Disulfoton betegnes som akutt toksisk, men er ikke bioakkumulerende eller bevist kreftfremkallende. Disulfoton regnes som lett til moderat nedbrytbar i jord¹⁵. Begge insekticidene er løselig i olje, noe som kan forklare tilstedeværelsen av disse forbindelsene. Den generelle mobiliteten avtar med økende organisk fraksjon i jorda.

I prøve A8-2 ble det også påvist uklorert dibensofuran (200 mg/kg TS). Dibensofuran er kjemisk stabilt og lite nedbrytbart i naturen. Forbindelsen er bioakkumulerende, men regnes ikke som spesielt toksisk for jordlevende organismer¹⁶. Dette gjelder kun uklorerte dibensofuraner. Klorerte dibensofuraner kan sammenlignes med PCB både hva gjelder akkumuleringsevne og kroniske effekter.

Variasjonen i pesticid- og dibensofurankonsentrasjonene indikerer at dette er punktforurensninger eventuelt lokalt begrensede forekomster (jmf A7-2 og A8-2), som mest sannsynlig er løst i kreosot/oljeforbindelser. Kilden til pesticidforekomsten er ikke kjent.

5.2.4 Delområde 4: Mellom 1926- og 1957-spuntene, Liertomta

Estimert areal er 7500 m². Området inkluderer borehullene;

- I6, K6
- F7, G7, I7
- G8, I8 og K8

Bore- og sjaktprofilene viser at lagdelingen i grunnen er mer uoversiktlig enn for delområde 2 i nord. Dette skyldes at utfyllingen helt klart øker i mektighet, og at det er større variasjon i de benyttede fyllmasser. Resultatene viser til dels kraftig kreosotforurensning, men det er store variasjoner i forhold til geografisk posisjon og dybde under terreng. Dette medfører lite sammenlignbare verdier mellom de påviste konsentrasjoner og dyp.

¹⁴ Agency for toxic substances and disease registry;
http://atsdr1.atsdr.cdc.gov:8080/gsdl/getsubstance.script?in_cas=000465-73-6

¹⁵ <http://extoxnet.orst.edu/pips/disulfot.htm>

¹⁶ esc.syrres.com

Bestemmelse av dyp til antatt stedegen, marin leire ble vanskeliggjort av at borehullene stadig raste sammen grunnet vannholdige, sandige masser. Dyp til marin leire ble allikevel fastslått med rimelig stor sikkerhet i borehull I6 og K8 på henholdsvis 350 cm og 400 cm under terreng. Analyseresultatene viser at leirlaget i I6 kan betraktes som tett i forhold til spredning av kreosot.

Analyseresultatene viser imidlertid en konsentrasjon av PAH på 68 mg/kg TS i borehull K8 som vurderes å være noe høyt i forhold til andre sammenlignbare prøver. Dette kan enten skyldes kontaminering av prøven, lite representativ prøve eller at leira er lettere gjennomtrengelig for kreosot, og således vil trenge dypere ned i leirlaget. Under prøvetakingen ble det omtalte leirlaget vurdert som stedegent uten karakteristisk lukt på bakgrunn av observasjoner.

Det ble observert til dels svært grove fyllmasser i enkelte sjakter som ble gravd opp med gravemaskin før boring. Dette gjelder særlig i transekt 6-6' og 7-7'. I sjakt I6 og K6 ble det i tillegg observert en del avfall som skrapjern, malingsspann, wire og lignende. Mektigheten av avfallsfyllingen anslås til 1 meter.

Lenger vest i hull F7 og G7 er det knyttet en del usikkerhet til profilet som skyldes at den underliggende leira var kvikk og dermed lett ble fortrenget av sylindreprøvetakeren.

Prøve G7-1 viser en konsentrasjon på hele 180 000 mg/kg TS PAH. Analyseresultater fra de omkringliggende borehullene viser at en slik kraftig forurensning kan være meget lokal da det er påvist relativt begrensede PAH-forekomster i både borehull F7 og I7. Under boringen av G8 ble det påtruffet grov stein 2 meter under terreng, men analyseresultatene viser betydelig lavere konsentrasjoner i det øvre laget enn i G7. Prøve G7-1 antas derfor å representere en punktkilde med begrenset utstrekning.

I borehull G7 ble det også observert kreosot i fri fase som en brun, karakteristisk luktende væske i laget bestående av sand og siltig leire. Dette kan forklare den påfallende høye konsentrasjonen i den underliggende antatt stedegne leira (88 mg/kg TS) i forhold til i andre borhull. Løsmassene representert ved prøve G7-4 antas å være svært heterogene både i beskaffenhet og i forhold til PAH-konsentrasjon. Punkt G7 representerer den påvist mest forurensede løsmassen i det undersøkte området med hensyn på kreosot (PAH16). Gjennomsnitts- og maksimalkonsentrasjoner for delområde 4 er gitt i tabell 5.7.

Tabell 5.7: Sammendrag av analyseresultater i definerte lag i delområde 4.

| Beskrivelse av lag | Midlere tykkelse (m) | Maksimalkonsentrasjon [mg/kg TS] | Midlerekonsentrasjon [mg/kg TS] |
|-------------------------------|----------------------|----------------------------------|---------------------------------|
| Pukk- og steinlag* | 0,0 – 1,0 | 11 | 11 |
| Sand- og gruslag ¹ | 1,0 – 3,5 | 2400 | 529 |
| Leire ¹ | 3,5 – 5,0 | 68 | 21 |

* Kun en prøve ble tatt av det øvre laget

¹Resultater fra borehull G7 er ikke medregnet i midlere eller maksimalkonsentrasjon.

5.2.5 Delområde 5: Syd for 1957-spunt, Liertomta

Estimert areal er 6500 m². Området inkluderer borehullene/sjaktene;

- F9, G9, H9
- F10, G10, H10
- G11

Grunnen består av fine til grove fyllmasser. Det ble observert sandige masser i hullene F9, F10 og G9 som representerer antatt eldre utfyllinger sammenlignet med hullene/sjaktene H9, H10, G10 og G11, hvor det ble observert betydelig grovere masser. Stedegen, marin leire ble påvist 450 cm under terreng i hull F10.

I borehull H10 ble det påtruffet stein ved 3,5 meter under terreng som gjorde dypere boring umulig. H9, G10 og G11 ble sjaktet med gravemaskin.

Analyseresultatene viser at de sandige massene observert i borehullene F9 og F10 er lettere forurenset av kreosot i alle dyp (0,77 – 12 mg/kg TS), og at PAH-konsentrasjonene er betydelig høyere i de grove massene i hullene/sjaktene G10 og H10 (2100 – 3600 mg/kg TS).

Analyseresultat av den antatt stedegne leira påvist i borehull F10, viser en PAH-konsentrasjon som marginalt overstiger norm.

Gjennomsnitt- og maksimalkonsentrasjoner for delområde 5 er gitt i tabell 5.8.

Tabell 5.8: Sammendrag av analyseresultater i definerte lag i delområde 5.

| Beskrivelse av lag | Midlere tykkelse (m) | Maksimalkonsentrasjon [mg/kg TS] | Midlerekonsentrasjon [mg/kg TS] |
|--------------------|----------------------|----------------------------------|---------------------------------|
| Pukk- og steinlag | 0,0 – 1,0 | 24 | 16 |
| Sand- og gruslag | 1,0 – 4,0 | 3600 | 841 |
| Leire | > 4,0 | 4,9 | 3,6* |

* Basert på to prøver.

5.2.6 Øvrige områder

Lengst sør på Drammentomta ligger et utfyllt område øst for utløpet til bekken som danner en liten odde ut i sjøen. Grunnen består av grove steinmasser med grovt avfall fra maskindeler til bilvrak. Det ble ikke boret eller tatt prøver i området grunnet massenes beskaffenhet.

5.3 Andre vurderinger

5.3.1 Sammenhengen mellom THC og PAH

Screeninganalysene (TerrAttesT) viser at totale hydrokarboner (sum THC) overstiger PAH16. Det betyr at det i tillegg til de polysykliske aromater finnes sykliske og rettkjedete alifater, olefiner og andre hydrokarboner som ikke inngår i stoffgruppen PAH. Oljekonsentrasjonen (THC) varierer tydelig med konsentrasjonen av PAH16. Tabell 5.9 viser andel PAH16-forbindelser i forhold til det totale innhold av hydrokarboner.

Tabell 5.9: Sammenstilling av resultater for THC (totale hydrokarboner) og PAH (polysykliske aromater), samt andel av PAH16.

| Prøve | PAH16 (mg/kg TS) | Sum THC (mg/kg TS) | Andel PAH16 (%) |
|-------|---------------------|-----------------------|-----------------|
| A7-2 | 560 | 3200 | 18 |
| A8-2 | 3100 | 11000 | 28 |
| B5-1 | 5,7 | 140 | 4 |
| E4-1 | 120 | 490 | 24 |
| K6-1 | 260 | 870 | 30 |

Tabell 5.9 viser at andelen PAH (polysykliske aromater) ligger mellom 18 og 30 wt % (vektprosent). Det er da valgt å se bort fra prøve B5-1, da PAH-konsentrasjonen er betydelig lavere enn for de fire andre prøvene med de følger at feilkildene øker.

Prøve A7-2 og A8-2 er tatt mot grensen til ABB i vest. K6-1 er tatt mot grensen til Ring Teigen i øst. Prøve E4-1 er tatt ved antatt tidligere lokalisering for kokeriet og betraktes i denne sammenhengen som en referanseprøve.

På bakgrunn av prøvegrunnlaget kan det ikke påvises en spredning av oljeforbindelser fra tilstøtende eiendommer mot det undersøkte området.

Konsentrasjonen av øvrige hydrokarboner i kreosotoljen er relativt høyt sammenlignet med oppgitte utenlandske litteraturverdier for kreosotblandinger, men stemmer godt overens med tidligere analyserte jordprøver fra kreosotforurenset grunn i Norge (NGI 1993). Dette stemmer godt overens med den historiske informasjonen som viser at NSBs impregneringsanlegg hadde felles sentrallager for kreosot på Grønli i Oslo (jmf kap 2).

5.3.2 Spredning av tungmetaller fra tilgrensende industriarealer

Det ble gjennomført metallanalyser av prøver i screeninganalyser, vedlegg 6.2. Analyseresultatene fra screeninganalysen viser at det er registrert metallkonsentrasjoner i størrelsesorden 2 - 4 × norm for metallene kobber, bly og sink i prøvene A7-2, A8-2 og K6-1. I tillegg ble det registrert arsenkonsentrasjon tilsvarende 3 × norm i K6-1. Prøve B5-1 viste ingen metallkonsentrasjoner over norm.

Referanseprøven E4-1 viste ingen metallkonsentrasjoner over norm, noe som kan indikere en svak påvirkning fra tilgrensende arealer i visse delområder. Men den generelle grunnforurensningen av organiske forbindelser var i tillegg betydelig høyere i de nevnte tre prøvene som viste overkonsentrasjoner av metaller, og det ble også observert mye avfall i blant annet K6-1 som kan være en kilde til påvirkning av tungmetaller.

Det er også vanskelig å vurdere betydningen av en eventuell påvirkning utenfra ved slike lave påviste metallkonsentrasjoner da bakgrunnskonsentrasjonen og feilkilder blir mer betydelig. De påviste metallkonsentrasjonene bør uansett karakteriseres som lave overkonsentrasjoner i forhold til norm, og bør ikke få konsekvenser for den framtidige arealbruk.

5.3.3 Lukt

I den tidligere undersøkelsen gjennomført av NSB ingeniørtjenesten, ble det konkludert med at luktfrie prøver ikke inneholdt kreosot (dvs konsentrasjonen overstiger ikke norm). Dette viser seg å stemme i de fleste prøvene, men analyseresultatene viser unntak fra denne regelen da det i enkelte forurensede prøver ikke ble registrert lukt som i prøve I2-2 og I3-2. Disse prøvene viste imidlertid en PAH-konsentrasjon på henholdsvis 29 og 32 mg/kg TS.

Registrering av lukt kan dermed benyttes som en indikasjon på tilstedeværelsen av kreosot, men er ingen absolutt regel. Det var ikke mulig å benytte lukt som indikator på konsentrasjonsnivå. Det var blant annet vanskelig å skille lukten av prøven fra klær og omgivelser.

5.3.4 Tilstedeværelse av fenoler

De fem prøvene som ble analysert med en såkalt screening ble analysert for en rekke fenoler (vedlegg 6.2) uten at det ble påvist fenoler over deteksjonsgrensen. Dette indikerer at fenoler som er en naturlig bestanddel av kreosotolje ikke kan brukes som indikator for kreosotforurensning. Fenoler er både lett nedbrytbare, flyktige og relativt vannløselige, og har med all sannsynlighet blitt nedbrutt eller transportert ut av området over tid via utlekking til luft eller grunnvannet.

5.3.5 Stedegne masser og stående vann.

Boringer på området viser at fyllingens tykkelse varierer mellom 1 til 2 meter i nord til > 4,0 meter i sør. Mektigheten av utfylte masser i nord er derfor noe større enn tidligere antatt. Fyllmassenes beskaffenhet varierer, men består hovedsakelig av et kultlag over sand, slagg eller siltig leire. Den antatt stedegne leiren er tett og bløt, til dels kvikk i enkelte punkt, særlig sør på Liertomta og i transekt F-F' ble denne type leire observert. Tabell over dyp til antatt stedegen marin leire under terreng er gitt i vedlegg 8. Det er som nevnt noe usikkerhet knyttet til tallene i tabellen for nevnte transekt grunnet kvikk leire og sammenraste borehull.

Det ble observert stående vann med konstant vannstand over flere dager i oppgravde sjakter og borehull på Liertomta. Tabell for målt vannspeil under terreng er gitt i vedlegg 8. Det var

merkbar større forskjeller mellom enkelte nærliggende punkt enn terrenget skulle tilsi, som for eksempel mellom G5 og H5. Det indikerer at det kan eksistere former for terskler eller hindringer i grunnen, som kan skyldes de mange utfyllinger med påfølgende endringer i den opprinnelige sjøbunnens topografi. Det kan tenkes at hele eller delvis intakte spuntvegger, markert i vedlegg 1.3, kan gi bidrag til oppdemming av grunnvannet.

Den målte vannstanden i sjakter og borehull antas å være representative for grunnvannstanden, da målingene ble gjennomført 3-5 dager etter boring eller oppgraving.

5.3.6 Spredningsveier

Oversiktskart med inntegnede ledninger, kabler og avløp er gitt i vedlegg 1.6. Kartet viser at det går en bekk i rør lengst vest på området med avløp til sjøen. En del avløp som overvann og avløp fra tak går til den rørlagte bekken og videre til sjø. Andre ledninger og kabler går mellom byggene. Over Liertomta går det en avsluttet vannledning i retning øst-vest som er tilknyttet brannhydranten.

De nedgravde ledninger og kabler vurderes til å utgjøre en begrenset risiko i forhold til spredning da de ligger over leirlaget. Siden de innfylte masser over leira hovedsakelig består av sand, er det mest sannsynlig at kabler og rør er lagt rett i sanden. Det skulle dermed ikke være vesentlige forskjeller mellom masser i rør- og ledningsgrøfter i forhold til løsmasser over leira generelt. Det er heller ikke påvist PAH16 i sedimentene på utsiden av utløpet fra bekken, og det antas derfor at bekken eller bekkegrøften ikke er en betydelig spredningsvei/kilde for transport av kreosotforbindelser. Det kan derfor ikke påvises noen dominerende spredningsvei.

De nevnte spuntene av trestokker kan bidra til en begrenset spredning i dybden ved at pælene penetrerer et stykke ned i leiren. Dette er særlig aktuelt hvis stokkene ikke er intakte. En begrenset spredning til dypere leirlag antas å ha liten eller ingen innvirkning på totalsituasjonen.

Området er under en viss påvirkning av tidevannet, særlig de ytterste områdene, hvor det også er observert grove masser (G10, H10). Det er lite trolig at de sandige massene lenger inn på området er påvirket i like stor grad, om noe i det hele tatt. Tabellen over grunnvannstanden (vedlegg 8) viser at grunnvannet står relativt høyt, og grunnvannstrykket vil motvirke en inntrengning av tidevann i de mer finkornige massene. Avstanden fra fjorden setter også begrensninger i forhold til potensiell tidevannspåvirkning. I de grovere massene nærmere sjøen vil grunnvannstrykket og grunnvannstanden naturlig nok synke, og dette gir muligheter for en viss tidevannspåvirkning. Tidevannets variasjon er beskrevet i kapittel 6.5.

Mesteparten av den forurensede massen ligger i vannmettede lag. Dette sammen med egenskapene til kreosot, særlig med tanke på vannløselighet, gjør at tidevannets innvirkning på spredning av kreosot er svært begrenset for større deler av området, og vurderes som neglisjerbart. Periodisk høy vannstand i sjøen som for eksempel springflo forventes ikke å påvirke situasjonen nevneverdig da dette som regel inntreffer i perioder med antatt høy grunnvannstand som sent på høsten.

5.3.7 Usikkerhet i feltarbeid og analyser

Usikkerheten i prøvetakingen vurderes til å hovedsakelig ligge i bestemmelsen av lagdelingen og i utvelgelsen av prøvepunkt da analyseresultatene viser at det undersøkte området er svært heterogent med hensyn til kreosotpåvirkning. Dette skyldes mest sannsynlig at grunnen er påvirket gjennom drypptørking og andre lignende punktkilder. Prøvegrunnet betraktes allikevel som dekkende for området da det beskriver kompleksiteten i konsentrasjonsvariasjonene. Det vurderes derfor som lite hensiktsmessig å foreta ytterligere prøvetaking av området, da det mest sannsynlig ikke vil medføre endringer i de vurderinger og anbefalinger som er utarbeidet.

6. Risikovurdering

6.1 Generelt

Risikovurderingen er utarbeidet på bakgrunn av de miljøtekniske grunnundersøkelsene utført av NSB i 1994 og av MiljøBistand AS i 2003, etter retningslinjer gitt i SFT veileder 99:01A "Risikovurdering av forurenset grunn" (heretter 99:01) og SFT veileder 95:09 "Håndtering av grunnforurensningssaker" (heretter 95:09). Prøvepunktene fra undersøkelsene i 2003 ble etablert i forhold til antatte kilder, potensielle spredningsveier, tidligere prøvepunkter (1994) og for å dekke den undersøkte lokaliteten på en tilstrekkelig og hensiktsmessig måte. I vurderingen av potensiell spredning og eksponering ble det besluttet å dele området inn i fem delområder, hovedsakelig inndelt ut i fra informasjon vedrørende områdets gradvise utfylling.

Screeninganalysene viser at den anvendte kreosotblandingen inneholder rundt 75 % andre hydrokarboner i tillegg til PAH16. Det er derfor også utarbeidet risikovurdering for eksponering og spredning i forhold til oljeforbindelser. Ved vurdering av oljeforbindelser (sum THC ekskl PAH16), er det tatt utgangspunkt i de midlere og maksimale PAH-konsentrasjonene og multiplisert med 3 som gir konsentrasjonsnivå tilsvarende 75 % av totale hydrokarboner.

Tidligere prøveresultater (NSB, 1993) er inkludert i de midlere konsentrasjonene som er benyttet i risikovurderingen.

Problembeskrivelse, analyseresultater og grunnforhold er beskrevet i tidligere kapitler.

Overordnet miljømål på sikt for Drammensfjorden er definert i fylkesvise tiltaksplaner for Buskerud¹⁷ som en visjon om opphevelse av kostholdsrådet for fjorden (jmf kap 6.2). PAH-forbindelser vil i liten grad påvirke grunnlaget for kostholdsrådet da disse har lavt bioakkumuleringspotensiale (kap. 3).

Ved utarbeidelse av risikovurderingen er det tatt utgangspunkt i at området ikke gjennomgår noen arealbruksendring, men benyttes slik det framstår i dag. Området sorterer under "Trafikkområder og industri" i tabell 4 i 99:01, og det er ikke definert overordnede mål for denne arealbruk. Det foreslås derfor følgende miljømål:

- Personer skal ikke utsettes for helserisiko eller oppleve ubehag ved daglig opphold på lokaliteten.
- Området skal ikke føre til skadelig spredning av miljøgifter.

Eksponeringsanalysen er utarbeidet på grunnlag av midlere konsentrasjoner for de aktuelle delområder, spredningsanalysen er utarbeidet på grunnlag av midlere konsentrasjoner for området som helhet. Analyseresultater som ikke er representative for det respektive lag er

¹⁷ Tiltaksplan for forurenset sjø- og elvebunn i Drammensvassdraget, fase 1, Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen, desember 2003.

utelatt i beregningene. Dette gjelder prøve G7-1 og H3-B som åpenbart er punktforekomster med begrenset omfang.

6.2 Identifisering av uønskede hendelser

I henhold til føringer gitt i 99:01A vedrørende utarbeidelse av risikovurderingen, er følgende uønskede hendelser ved framtidig bruk av lokaliteten identifisert:

- Personer som oppholder seg på området eksponeres for flyktige forbindelser (innånding av gass).
- Personer som oppholder seg på området eksponeres for forurensning gjennom overflatejord (oralt inntak, hudkontakt, støv).
- Utlekking av forurensning fra porevann via grunnvann til overflatevann.
- Partikulær spredning av forurenset materiale som en følge av mekanisk erosjon.

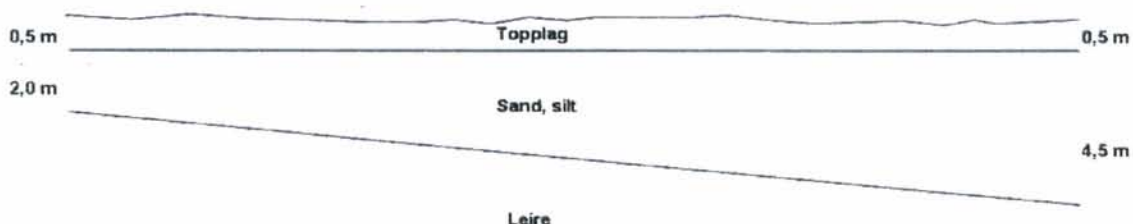
Da området er tilkoblet offentlig nett vil grunnvann fra lokaliteten ikke benyttes som drikkevann. Dagens arealbruk tilsier at det heller ikke vil dyrkes grønnsaker på området.

I forhold til inntak av fisk er det er gitt generelt kostholdsråd mot konsum av lever fra fisk som er fanget i Oslofjorden nord for Horten/Jeløya inkludert Drammensfjorden¹⁸. Brakerøya fremstår i tillegg som et industriområde med begrenset tilgjengelighet ved at området er delvis avstengt utenfor normal arbeidstid. Det vurderes dit hen at inntak av fisk og sjømat som er fanget utenfor Brakerøya er meget begrenset for de personer som oppholder seg på området gjennom arbeidsdagen, og det er valgt å vurdere inntak av fisk som uaktuell eksponeringsvei.

6.3 Kilde/arealanalyse

Analyseresultatene viser at området er moderat til sterkt forurenset av sykliske og alifatiske hydrokarboner (PAH16 og THC) som skyldes utstrakt bruk av kreosotolje ved impregneringsanlegget fra 1911 til 1972. Den totale mengde forurenset masse er estimert til 200 000 tonn løsmasse, gitt at det er en økende mektighet i fyllmassene fra 2,0 meter i nord til 4,5 meter i sør og 0,5 m av toppmassene kan karakteriseres som rene som vist i figur 1.

Figur 1: Forenklet tverrsnitt av løsmasselagene for det undersøkte areal til utregning av volum forurenset masse. Området er skissert fra nord-nordvest (venstre bildekant) mot sør-sørøst (høyre bildekant).



¹⁸ Miljøverndepartementet: http://www.mistin.dep.no/templates/pagewide___2729.aspx

Datagrunnlaget er omfattende, og for detaljert informasjon om analyseresultater henvises det til kapittel 5 og vedlegg 6.1 til 6.2.

Det er ingen aktive kilder for kreosotforurensning, men de påviste konsentrasjoner viser at området som helhet må betraktes som potensiell kilde for spredning til sjø og sedimenter. Det er ikke påvist spredning av PCB eller oljekomponenter fra tilstøtende områder mot det undersøkte området.

6.4 Eksponeringsanalyse

Eksponeringsanalysen betinger at områdets arealbruk ikke endres, men benyttes til industri/næring. Da lokaliteten vurderes som lite tilgjengelig for barn, og det ikke er boligområder i umiddelbar nærhet til området, anses det som lite sannsynlig at barn vil oppholde seg på området.

Eksponeringsanalysen er inndelt i topplag (0,0 m - 1,0 m) og dypere lag (> 1,0 m). I delområde 1 og 3 hvor det er fast overdekning er det kun aktuelt med eksponering ved innånding av gass ved opphold innendørs, da det antas at eventuell innånding av flyktige forbindelser (C_{iv}) kan neglisjeres grunnet rask fortykning utendørs (konveksjon i luftmassene). Det antas videre at den faste overdekningen hindrer oppvirling av støv og forhindrer direkte hudkontakt med forurenset jord.

Eksponeringen ventes også å avta sterkt i måneder kulde, snø eller isdekke. Det er derfor medregnet full eksponering kun i åtte av årets tolv måneder for utendørs eksponering.

Den beregnede konsentrasjon av flyktige forbindelser sammenlignes med administrativ norm for forurensning i arbeidsatmosfære¹⁹.

6.4.1 Toppmasser (0,0 m – 1,0 m)

Fra de dels grove toppmassene vil potensielle eksponeringsveier primært være gjennom oralt inntak (støv) og hudkontakt. Det antas at innånding av gass kan neglisjeres grunnet rask fortykning utendørs. Som nevnt tidligere antas det ingen eksponering ved utendørs opphold i områder med fast overdekning (delområde 1 og 3).

Betingelsene for bestemmelse av akseptkriteriene for toppmasser (0,0 m -1,0 m under terreng) er gitt i tabell 6.1.

¹⁹ Direktoratet for arbeidstilsynet, "Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære, 12. utgave, 2003

Tabell 6.1: Betingelser benyttet i beregning av helserisiko for masser 0-1 meter under terreng på Brakerøya, Drammen. Eksponeringsanalysen gjelder for delområde 2, 4 og 5 der det ikke er fast overdekning.

| Parametere | Standard verdi | Anvendt verdi | Enhet | Begrunnelse |
|--|----------------|---------------|-----------------------|---|
| Eksponeringstid for oralt inntak av jord (barn) | 365 8 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Områdets arealbruk tilsier at barn ikke oppholder seg på området |
| Eksponeringstid for oralt inntak av jord (voksne) | 365 8 | 155 8 | Dager/år Timer/dag | Normal arbeidsdag, eksponering er begrenset til 8 av årets 12 måneder grunnet is, snø og kulde. |
| Eksponeringstid for hudkontakt med jord (barn) | 80 8 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Områdets arealbruk tilsier at barn ikke oppholder seg på området |
| Eksponeringstid for hudkontakt med jord (voksne) | 45 8 | 15 8 | Dager/år Timer/dag | Iht 99:01 for eksponering ved mindre følsom arealbruk. |
| Oppholdstid utendørs (barn) | 365 24 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Områdets arealbruk tilsier at barn ikke oppholder seg på området |
| Oppholdstid utendørs (voksne) | 365 24 | 155 8 | Dager/år Timer/dag | Normal arbeidsdag, eksponering er begrenset til 8 av årets 12 måneder grunnet is, snø og kulde. |
| Oppholdstid innendørs (barn) | 365 24 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Områdets arealbruk tilsier at barn ikke oppholder seg på området |
| Oppholdstid innendørs (voksne) | 365 24 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Normal arbeidsdag |
| Fraksjon av grunnvann fra lokaliteten brukt som drikkevann | 100 | 0 | % | Tilkoblet offentlig nett |
| Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på lokaliteten | 30 | 0 | % | Betinginger ingen dyrking på det aktuelle arealet |
| Fraksjon av inntak av fisk fra nærliggende resipient | 100 | 0 | % | Kun begrenset inntak av fisk fra nærliggende resipient |

For beregning av innendørs eksponering settes areal og innvendig volum av bygningsmassen lik kaldlageret nord på delområde 1, mens utskiftingshastighet på luften settes lik standardverdien selv om den i realiteten antagelig vil være høyere. Dyp fra kjeller til forurensning settes til 0,1 meter. Øvrige parametere holdes uforandret i forhold til standardverdiene gitt i 99:01.

6.4.2 Dypere masser (> 1,0 m)

For sandige masser under topplaget, bestående av asfalt, grus og pukk, vurderes det dertil at personer som oppholder seg på området ikke vil være eksponert for forurensning. Da de vurderte massene vil ligge dypere enn ~1 meter under terreng, vil det ikke være direkte kontakt mellom jord og mennesker eller fare for oppvirvling av støv. Oralt inntak og hudkontakt vil derfor være uaktuelt. Det antas også at eventuell innånding av flyktige forbindelser (C_{iv}) kan neglisjeres grunnet rask fortykning utendørs.

Betingelsene for bestemmelse av akseptkriterier for løsmasser >1,0 meter under terreng er gitt i tabell 6.2:

Tabell 6.2: Betingelser benyttet i beregningen av helserisiko for masser > 1 meter under terreng på Brakerøya, Drammen.

| Parametere | Standard verdi | Anvendt verdi | Enhet | Begrunnelse |
|--|----------------|---------------|-----------------------|--|
| Eksponeringstid for oralt inntak av jord (barn) | 365 8 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Områdets arealbruk tilsier at barn ikke oppholder seg på området |
| Eksponeringstid for oralt inntak av jord (voksne) | 365 8 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Ingen direkte kontakt med forurensede masser |
| Eksponeringstid for hudkontakt med jord (barn) | 80 8 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Områdets arealbruk tilsier at barn ikke oppholder seg på området |
| Eksponeringstid for hudkontakt med jord (voksne) | 45 8 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Ingen direkte kontakt med forurensede masser |
| Oppholdstid utendørs (barn) | 365 24 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Områdets arealbruk tilsier at barn ikke oppholder seg på området |
| Oppholdstid utendørs (voksne) | 365 24 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Inhalering av forurenset støv anses som neglisjerbart |
| Oppholdstid innendørs (barn) | 365 24 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Områdets arealbruk tilsier at barn ikke oppholder seg på området |
| Oppholdstid innendørs (voksne) | 365 24 | 0 0 | Dager/år Timer/dag | Egen beregning |
| Fraksjon av grunnvann fra lokaliteten brukt som drikkevann | 100 | 0 | % | Tilkoblet offentlig nett |
| Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på lokaliteten | 30 | 0 | % | Betinging ingen dyrking på det aktuelle arealet |
| Fraksjon av inntak av fisk fra nærliggende resipient | 100 | 0 | % | Kun begrenset inntak av fisk fra nærliggende resipient |

De samme arealmessige betraktninger gjøres i forhold til bygg og innlekking av poreluft på delområde 1 som for toppmassene. Dybde fra kjeller til forurensning settes lik 1,0 meter. Øvrige parametere holdes uforandret i forhold til standardverdiene gitt i 99:01.

6.5 Spredningsanalyse

Jordarters egenskaper i forhold til spredning er avhengig av vann- og luftinnhold, organisk innhold, tetthet, porøsitet og permeabilitet. Massene i de undersøkte områdene kan grovt deles opp i tre kategorier; blandede fyllmasser (toppmasser), sandige masser og leirige masser. I risikoveilederen 99:01 er det satt opp ett sett med standardparametere for en type løsmasse, kalt modelljorden. Modelljorden tilsvarer en blanding av siltige og sandige masser, med en overvekt sand. I 99:01 er det og oppført standard parametere for sandig, siltig og leirig masse.

For de blandede fyllmassene på området ble parametere for modelljorden benyttet i vurderingen av potensiell spredning. De sandige og leirige massene ble vurdert i henhold til korresponderende spredningsparametere, som gitt i 99:01.

I vurderingen av spredningspotensial er det tatt hensyn til spredning av forurensning både til overflatevann via pore- og grunnvann, og spredning til inneluft via poreluft. Beregninger er foretatt i henhold til retningslinjene gitt i 99:01, og er sammenlignet med kvalitetskriterier for vann og luft.

Spredningsvurderingen er utarbeidet for toppmassene (0-1 m) og underliggende sandige masser ned til leire (>1 m til leire). Analyseresultatene viser at dette laget representerer den største potensielle kilden for spredning. Bidraget fra de grove toppmassene vurderes som mindre betydelig til neglisjerbart på grunn av påvist lavere konsentrasjonsnivå og at disse massene ikke er kontinuerlig vannmettet.

6.5.1 Overflatevann

Med overflatevann menes bekker, elver, tjern, innsjøer eller fjordområder som regnes som nærmeste mottager av utslipp (resipient), der en eventuell forurensning kan påvirke marint liv negativt. Ved bestemmelse av spredningspotensial vurderes normalt spredning til overflatevann, med unntak av områder der grunnvann benyttes til jordbruk eller drikkevann eller områder med særskilte miljømål. Spredning til overflatevann skjer gjennom infiltrasjon av regnvann i forurensete masser. Forurensningen vil løses ut i porevannet, og transporteres via grunnvann til overflatevann.

Spredningsmodellen er å regne som konservativ, og peker kun ut områder der det er risiko for spredning. I tilfeller der det ifølge modellen forekommer spredning, eller modellen regnes som utilstrekkelig, bør det foretas videre undersøkelser eller tiltak.

Ved beregning av fortykning fra grunnvann til overflatevann er det tatt utgangspunkt i vannføringen i Drammensvassdraget som er oppgitt å være 250-300 m³/s i de fylkesvise tiltaksplaner for Buskerud (FMB, Miljøvernveddelingen, 2003). I samme rapport er det gjengitt et kart over overflatestrømninger i Drammensfjorden (Magnusson og Næs, NIVA, 1986) basert på målinger gjennomført i 1982, som viser at det er en antatt eller usikker bakevje utenfor Brakerøya fra Bragernesløpet.

For å beregne en teoretisk fortykning gjøres følgende forenklinger/betraktninger:

- Det antas at hovedstrømmen går gjennom Strømsløpet sør for Holmen med en antatt andel på 2/3 av de totale vannmassene. Disse vannmassene påvirker ikke fortynningen av utløst forurensning fra NSB impregneringstomt. Siden strømningskartet ble utarbeidet i 1982 har Holmen som ligger mellom Strømsløpet og Bragernesløpet gjennomgått vesentlige endringer som har medført at Bragernesløpet har blitt trangere²⁰. Antagelsen om strømningsfordeling mellom de to løpene anses derfor å være tilstrekkelig konservativ.
- Fortyningen av grunnvannstrømmen fra NSB impregneringstomt antas å skje via den antatte bakevjen fra Bragernesløpet.
- Det antas en tenkt avgrensning i området utenfor NSB impregneringstomt, og gjøres en "inn er lik ut" betraktning for denne bakevjen som antas å utgjøre 10 % av vannmassene som strømmer gjennom Bragernesløpet. På bakgrunn av de ovennevnte antagelser estimeres gjennomstrømningen av overflatevann i det tenkte området utenfor NSB impregneringstomt å være på 8,3 m³/s som tilsvarer en årlig gjennomstrømning på 2,6×10⁸ m³/år. Den skisserte fortynningsmodellen er vist i vedlegg 1.7.
- Den tenkte avgrensningen har et omtrentlig areal på 50 000 m², altså tilsvarende størrelsesorden som kildeområdet på land. Tidevannsforskjellen i Drammensfjorden er anslått til 0,26 meter²¹ mellom middel lavvann og middel høyvann. Det gir en utskifting av vannmassene per døgn på 60 000 m³ og per år på 1×10⁷ m³.

Sum av tidevannspåvirkning og gjennomstrømning fra elva gir en utskifting av vannmassene på 2,7×10⁸ m³/år. Dette estimatet benyttes i risikovurderingen i stedet for standardverdien på 500 000 m³/år.

I tillegg er det gjort følgende betraktninger:

- Hovedstrømmen inn/ut fjorden er ikke vurdert.
- Variasjon i elvestrømmen som følge av inngående eller utgående tidevann, og også sesongvariasjoner er ikke vurdert.
- Grunnvannstrømmer, bekker, overvann og lignende fra land er neglisjert.
- Det antas jevn fortykning i hele vannkolonnen, og arealmessig for hele den tenkte avgrensningen sør for den undersøkte lokaliteten.
- Fortyning av grunnvannet som følge av ny utfylling sør og øst for Liertomta er ikke vurdert.

Det er i løpet av prosjektperioden gjennomført omfattende utfylling sør og vest for Liertomta med overskuddsmasser, hovedsakelig grove masser. Det er gjort betraktninger rundt ulike forhold som påvirker partikkelspredning fra den undersøkte lokaliteten i kapittel 6.3.2. Det er derimot vurdert som for tidlig til å kunne fastslå hvilken effekt en slik utfylling vil ha da den påvirker flere variable.

²⁰ Bruskeland, O. et. al., Kartlegging av miljøgifter i sedimenter indre Drammensfjord 1993, NIVA 1994.

²¹ Statens kartverk sjø, målestasjon Oscarsborg: <http://vannstand.statkart.no/stat.php?var=Oscarsborg>

I beregningen av spredning av miljøgifter i overflatevann er det benyttet PNEC (predicted no effect concentration) verdier for akvatiske organismer ($PNEC_{\text{vann}}$) som kriterier for vannkvalitet.

I de tilfellene der PNEC verdiene er gitt for terrestriske organismer ($PNEC_{\text{jord}}$), er følgende omregningsformel benyttet for å finne den tilsvarende verdien for akvatiske organismer:

$$PNEC_{\text{jord}} = PNEC_{\text{vann}} \times K_d \quad (1)$$

Der K_d er jord/vann fasefordelingskoeffisienten (l/kg)

Beregningseksempel for spredning til overflatevann er gitt i vedlegg 9.1.

6.5.2 Inneluft

Beregningen av spredning til innendørsluft tar utgangspunkt i standard parametere som beskriver en typisk enebolig i forhold til areal, volum og utskiftningshastighet av luft. Ved en økning av en eller flere av disse parametere vil beregnet eksponering avta, og høyere konsentrasjoner flyktige forbindelser i grunnen under bygg kan aksepteres. I risikovurderingen benyttes det verdier for innendørsareal og -volum tilsvarende kaldlageret nord på delområde 1 som er det minste bygget på området, da dette gir et mer realistisk grunnlag for sammenligning med kvalitetskriteriene.

De beregnede konsentrasjonene i inneluft er sammenlignet med administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære, som angir en grense for helseskadelige forhold i arbeidsatmosfæren. Dette er ikke å anse som en absolutt grense, da den biologiske forskjellen mellom mennesker gjør at man reagerer ulikt på samme påvirkning. De administrative normene omfatter kun stoffer som antas å ha en helseskadelig effekt. Av de ulike PAH komponentene i kreosot er kun normverdier for naftalen og PAH16. Naftalen er den mest flyktige av PAH16 komponentene, og som en konservativ verdi er det valgt å benytte denne normverdien ved vurdering av spredning til inneluft.

Analyseresultatene viser at det er hydrokarboner med 10 eller flere karbonatomer ($C_{10}-C_{40}$) som er påvist i kreosotoljen. Der er ikke påvist flyktige aromater som bensen, toluen, etylbensen eller xylener over deteksjonsgrensen i de fem screeninganalysene. For oljeforbindelser er det derfor benyttet administrativ norm for *dekaner og andre høyere alifatiske hydrokarboner*.

Beregninger av konsentrasjoner i innendørsluft er gitt for delområde 1 og 3.

Beregningseksempel for spredning til inneluft er gitt i vedlegg 9.1.

6.6 Begrensninger i modellen

Modellens begrensning er at den kun tar hensyn til spredning av vannløselige forbindelser eller den vannløselige andelen av en forbindelse via det skisserte spredningsforløpet:

Kilde → Porevann → Grunnvann → Overflatevann (resipient)

Det betyr at modellen ikke tar hensyn til følgende spredningsveier:

- Partikulær spredning (sjønære områder)
- Fri fase spredning

Kreosot (PAH) og andre oljeforbindelser (THC) består av lite vannløselige forbindelser hvor en stor del av spredningen kan foregå i fri fase eller med partikulær spredning hvis betingelsene ligger til rette for dette.

6.6.1 Fri fase spredning

Det ble under prøvetakingen kun observert fri fase i tre av 47 borehull i form av mørk olje og kreosot (se vedlegg 3, borelogger G3, G7 og H4). Dette viser at de organiske forbindelsene stort sett er bundet til partikler. Observasjonene viser at det er minimum hundre meter løsmasse nedstrøms som vil fungere som filter for den frie fasen, da det ikke er andre dominerende spredningsveier enn gjennom sandpakken over leirlaget (jmf kap 5.3.5). Det vurderes derfor som lite trolig at fri fase kreosot vil nå strandkanten.

Ren kreosotolje spres i fri fase ved at kreosoten med sin egenvekt vil sige eller trenge ned gjennom porøse masser i grunnvannssonen og deretter transporteres langs impermeable lag som marin leire. På den aktuelle lokaliteten ble det påvist en blanding av kreosotforbindelser (PAH) og andre organiske forbindelser. Trolig vil de to stoffgruppene (sykliske aromater og alifatiske hydrokarboner) virke som løsningsmidler for hverandre framfor å skilles i en oljefase og kreosotfase. Dette bidrar i så fall til at noe av den drivende kraften for spredning til dypere lag reduseres ved at egenvekten til kreosotforbindelsene "oppheves" av egenvekten til de alifatiske hydrokarbonene. Resultatet er antagelig en jevnere spredning i hele grunnvannssonen. Faren for spredning som fri fase reduseres dermed ytterligere.

Partikkelspredning gjenstår dermed som eneste reelle spredningsvei som kan påvirke sedimentene utenfor den undersøkte lokaliteten.

6.6.2 Partikkelspredning

Partikkelspredning fra den undersøkte lokaliteten er primært avhengig av tre forhold; partikkelinnhold i grunnvannsstrømmen, overflateavrenning og mekanisk erosjon av utfyllingstungen. Under er det gitt et utvalg faktorer som kan påvirke de gitte forhold. Det er ikke gjennomført noen ytterligere diskusjon rundt graden av påvirkning fra de ulike faktorene da det bør gjennomføres målinger på lokaliteten for å fastslå dette nærmere.

A) Grunnvannstrømmen og infiltrert vann inneholder partikler avhengig av;

- innholdet av organisk materiale i fyllingen
- partikkelfraksjon i fyllingen
- sorteringen av fyllmassene
- massenes infiltrasjonskapasitet
- massenes hydrauliske ledningsevne

B) Erosjon av partikler fra overflaten, avhengig av;

- dekklaget på overflaten (% asfalt, løsmasser, gress)
- årlig nedbør
- massenes infiltrasjonskapasitet

C) Erosjon av utfyllingstungen er avhengig av;

- partikkelfraksjon i fyllingstungen
- hastighet og volum av strømmen
- tidevannsfluktuasjoner ($\pm 0,15$ m)
- vannføring i Drammenselva
- strandlinjeendringer; nye utfyllingsområder i sjø endrer strømningsmønsteret
- eventuell aktivitet langs strandlinjen; båter som legger til etc.

6.6.3 Tidevannspåvirkning vs. Drammensvassdraget

Av modellen for fortytning til overflatevann ser man at effekten av tidevannspåvirkning nærmest kan neglisjeres da denne verdien utgjør mindre enn 5 % av den beregnede fortytning via vannmasser fra Drammensvassdraget. Usikkerheten ligger derfor i størrelsesberegningen av bakevjen forbi den aktuelle lokaliteten. Elvas påvirkning i forhold til fortytning vil avta dersom den reelle gjennomstrømningen av vannmasser nærmer seg 1×10^7 m³/år som er den antatte utskiftningen av vannmasser med tidevannstrømningen. Dersom den reelle vanngjennomstrømningen fra Bragernesløpet reduseres til 1×10^6 m³/år eller lavere kan denne størrelsen neglisjeres gitt at tidevannsberegningen er uforandret.

Det medfører at den laveste beregnede størrelsen for vannutskiftning er 1×10^7 m³/år som tilsvarer 20×standardverdien i spredningsmodellen.

Beregninger av miljøeffekter med kun tidevannspåvirkning er vist i tabell 6.5, kapittel 6.7.

6.7 Risikovurdering – resultater

6.7.1 Helsebaserte akseptkriterier

Resultatet av de helsebaserte akseptkriterier er gitt i tabell 6.3. Verdiene i tabell 6.3 gjelder for delområde 2, 4 og 5 da utendørs eksponering i delområde 1 og 3 som tidligere nevnt neglisjeres grunnet fast overdekning. Tabell 6.3 viser maksimal konsentrasjon for de ulike påviste forbindelsene som kan aksepteres i forhold til human helse ved arbeid og opphold på Brakerøya, gitt at arealbruken ikke endres.

Tabell 6.3: Helsebaserte akseptkriterier for åpne arealer på NSB impregneringstomt, Drammen/Lier kommune.

| Stoff | Norm | Toppmasser, åpne arealer | Dypere masser, åpne arealer |
|------------------------|------------------|--------------------------|-----------------------------|
| Alifater >C10-C40 | 130 ¹ | ingen norm ² | ingen norm ² |
| Arsen | 2 | 20 | ingen norm ² |
| Benso(a)pyren | 0,1 | 3,2 | ingen norm ² |
| Bly | 60 | 3144 | ingen norm ² |
| Fluoranten | 0,1 | ingen norm ² | ingen norm ² |
| Fluoren | 0,6 | ingen norm ² | ingen norm ² |
| Kobber | 100 | ingen norm ² | ingen norm ² |
| Krom totalt (III + VI) | 25 | 52 | ingen norm ² |
| Naftalen | 0,8 | ingen norm ² | ingen norm ² |
| PAH totalt | 2 | 51 | ingen norm ² |
| Pyrene | 0,19 | ingen norm ² | ingen norm ² |
| Sink | 100 | ingen norm ² | ingen norm ² |

¹ Sum C10-C12 og C12-C35

² Beregnede helsebaserte akseptkriterier > 10 000 mg/kg TS eller ikke flyktige forbindelser. Spredningsrelaterte akseptkriterier er i praksis avgjørende for de stedsspesifikke akseptkriterier.

Resultatene fra toppmassene i delområde 2, 4 og 5 er gitt i vedlegg 9.2, tabell V9.1a og V9.1b. Prøvegrunnlaget utgjør 5 prøver; F10-1, G10-1, H9-1, I8-A og J3-1. Prøve G7-1 og H3-B vurderes i denne sammenheng som kildeprøver da de ikke er representative for det generelle massevolum i lagpakken 0-1 meter. Disse prøvene er derfor utelatt i gjennomsnittsberegningen.

Tabell V9.1a i vedlegg 9.2 viser at konsentrasjonsnivået for PAH-forbindelser i topplaget overstiger de helsebaserte akseptkriteriene marginalt. Dette skyldes i all hovedsak prøve J3-1 (200 mg/kg TS) som er medregnet i toppmassene (prøvedyp: 0,2 -1,8 meter). Ved å betrakte J3-1 som et avvik i forhold til det generelle forurensningsnivå, er maksimal konsentrasjon i området for øvrig 24 mg/kg TS i toppmassene, med en midlere konsentrasjon på 15 mg/kg TS basert på et geometrisk gjennomsnitt som vist i tabell V9.1b.

Tilsvarende blir gjennomsnittkonsentrasjonen for benso(a)pyren 0,8 mg/kg TS hvis man ser bort fra prøve J3-1. Det medfører også at toppmassene til og med tilfredsstillende norm for komponentene naftalen og fluoren. Det vurderes dit hen at toppmassene ikke overstiger de helsebaserte akseptkriterier da den beregnede gjennomsnittlige overkonsentrasjon skyldes

utslaget av en prøve. Øvrig prøvetaking fra delområde 1 og 3 indikerer at prøve J3-1 er avvikende i forhold til det generelle forurensningsnivået i topplaget. Da det er relativt få prøver gir derimot enkeltprøver dramatiske utslag slik som vist i de to nevnte tabellene.

De forurensede massene ligger heller ikke helt blottlagt, men under et lag med pukk som vil begrense oppvirvling av støv og direkte kontakt med jord. Dette er en begrensning i modellen, og de stedsspesifikke akseptkriterier bør derfor i denne sammenhengen vurderes som ekstra konservative.

Tabellene V9.2 - V9.4 i vedlegg 9.2 viser at masser som ligger dypere enn 1 meter under terreng ikke påvirker human helse.

De aktuelle delområder uten *fast* overdekning betraktes derfor ikke som helsefarlige ved daglig arbeid eller opphold på stedet.

6.7.2 Spredningskriterier

Overflatevann

Tabell 6.4 viser de spredningsrelaterte akseptkriteriene ($PNEC_{vann}$) for det undersøkte arealet sammenstilt med beregnet spredning fra de tre løsmasselagene, toppmasser, sandige masser og leire. Sammenstillingen er presentert med den beregnede spredning fra de reelle maksimale og midlere konsentrasjoner. I spredningsberegningen er elvas påvirkning i forhold til fortynning av vannmassene vurdert som den dominerende fortynningsfaktor.

Tabell 6.4: Akseptkriterier ($PNEC_{vann}$) for overflatevann sammenlignet med den beregnede spredning fra de ulike løsmasselagene basert på de reelle maksimale og gjennomsnittskonsentrasjoner på Brakerøya. Vannmasser fra elva er medregnet i vannføring for overflatevannet.

| Komponent | Beregnet konsentrasjon i overflatevann (mg/kg TS) | | | | | | Akseptkriterier |
|------------------------|---|----------------------|--------------------|----------------------|---------------------|----------------------|-----------------|
| | Leire | | Sandige masser | | Toppmasser (<1,0 m) | | Overflatevann |
| | C_{sw} (maks) | C_{sw} (middel) | C_{sw} (maks) | C_{sw} (middel) | C_{sw} (maks) | C_{sw} (middel) | mg/l |
| Alifater >C10-C40 | 1,31E-11 | 2,43E-12 | 2,62E-06 | 2,40E-07 | 1,35E-09 | 2,41E-10 | 0,002 |
| Arsen | - | - | 8,10E-06 | 3,81E-06 | - | - | 0,0067 |
| Benso(a)pyren | 2,98E-13 | 6,77E-14 | 5,31E-08 | 4,72E-09 | 2,79E-08 | 2,95E-09 | 1,64E-04 |
| Bly | - | - | 2,92E-06 | 1,31E-06 | - | - | 1,00E-02 |
| Fluoranten | 2,78E-11 | 5,37E-12 | 4,89E-06 | 3,92E-07 | 3,79E-07 | 5,06E-08 | 9,35E-05 |
| Fluoren | 2,51E-10 | 3,05E-11 | 4,41E-05 | 3,08E-06 | 1,85E-07 | 5,66E-08 | 4,10E-03 |
| Kobber | - | - | 7,54E-06 | 3,53E-06 | - | - | 2,00E-02 |
| Krom totalt (III + VI) | - | - | 1,38E-05 | 1,05E-05 | - | - | 9,30E-01 |
| Naftalen | 1,35E-09 | 2,41E-10 | 2,06E-04 | 1,41E-05 | 2,81E-06 | 3,44E-07 | 4,00E-02 |
| PAH totalt | 2,38E-11 | 4,42E-12 | 4,78E-06 | 4,38E-07 | 2,33E-07 | 3,47E-08 | 2,20E-03 |
| Pyrene | 2,03E-11 | 3,77E-12 | 6,95E-06 | 3,80E-07 | 1,42E-07 | 2,66E-08 | 9,50E-05 |
| Sink | - | - | 3,65E-05 | 2,26E-05 | - | - | 1,00E-01 |

C_{sw} : Beregnet konsentrasjon i overflatevann (mg/l)

Rødt: Overstiger akseptkriteriene

Blått: Innenfor akseptkriteriene

Tabell 6.4 viser at det ikke er risiko eller forekommer uakseptabel spredning til overflatevann fra den undersøkte lokaliteten under de gjeldene betingelser for beregningene. Selv med neglisjerbart bidrag fra elva (dvs kun bidrag fra tidevannsutskiftning) viser beregningene at ingen midlere konsentrasjoner overstiger akseptkriteriene i sjø, som vist i tabell 6.5 for spredning fra sandlaget. Maksimalkonsentrasjonen, C_{sw} (maks), for pyren og fluoranten overstiger derimot akseptkriteriene marginalt. C_{sw} (maks) gjenspeiler den beregnede konsentrasjonen i overflatevannet dersom området som helhet hadde vært forurenset tilsvarende maksimalt påvist konsentrasjon av kreosot. Konsentrasjonen av alifater er beregnet ut ifra konsentrasjonen til PAH16 basert på at forholdet mellom alifater og PAH16 er 3:1 på vektbasis.

Tabell 6.5: Akseptkriterier ($PNEC_{vann}$) for overflatevann sammenlignet med den beregnede spredning fra sandlaget basert på de reelle maksimal og gjennomsnittskonsentrasjoner på Brakerøya. Tabellen viser beregnede konsentrasjoner i vannmassene uten bidrag fra elvas vannføring.

| Komponent | Beregnet konsentrasjon i overflatevann (mg/kg TS) | | | | | | Akseptkriterier |
|------------------------|---|----------------------|--------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------|
| | Leire* | | Sandige masser | | Toppmasser (<1,0 m)* | | Overflatevann |
| | C_{sw} (maks) | C_{sw} (middel) | C_{sw} (maks) | C_{sw} (middel) | C_{sw} (maks) | C_{sw} (middel) | mg/l |
| Alifater >C10-C40 | | | 6,82E-05 | 6,25E-06 | | | 0,002 |
| Arsen | | | 2,11E-04 | 9,90E-05 | | | 0,0067 |
| Benso(a)pyren | | | 1,38E-06 | 1,23E-07 | | | 1,64E-04 |
| Bly | | | 7,59E-05 | 3,40E-05 | | | 1,00E-02 |
| Fluoranten | | | 1,27E-04 | 1,02E-05 | | | 9,35E-05 |
| Fluoren | | | 1,15E-03 | 8,01E-05 | | | 4,10E-03 |
| Kobber | | | 1,96E-04 | 9,19E-05 | | | 2,00E-02 |
| Krom totalt (III + VI) | | | 3,58E-04 | 2,74E-04 | | | 9,30E-01 |
| Naftalen | | | 5,37E-03 | 3,66E-04 | | | 4,00E-02 |
| PAH totalt | | | 1,24E-04 | 1,14E-05 | | | 2,20E-03 |
| Pyrene | | | 1,81E-04 | 9,88E-06 | | | 9,50E-05 |
| Sink | | | 9,49E-04 | 5,88E-04 | | | 1,00E-01 |

C_{sw} : Beregnet konsentrasjon i overflatevann (mg/l)

* Ikke utregnet da disse verdiene ikke overstiger verdiene for spredning fra sandlaget

Rødt: Overstiger akseptkriteriene

Blått: Innenfor akseptkriteriene

Med den konservative tilnærmingen som ligger i modellen og ikke minst utarbeidelsen av $PNEC_{vann}$ -verdiene, anbefales det å vektlegge gjennomsnittskonsentrasjonene i vurderingen av bidraget fra den undersøkte lokaliteten.

Inneluft

Den beregnede konsentrasjon i inneluften er gitt i vedlegg 9.3 Beregningene viser at innendørs konsentrasjonen ligger under med god margin i forhold til den administrative norm for både hydrokarboner (>C₁₀), PAH16 og naftalen.

6.7.3 Konsekvens av risikovurderingen

De helsebaserte akseptkriteriene overskrides marginalt for toppmasser i delområde 2, 4 og 5. Overskridelsen skyldes hovedsakelig utslaget av en prøve, da prøvegrunnlaget bare består av 5 prøver. De resterende 4 prøver vurderes som mer representative for området basert på observasjoner under prøvetakingen. Dette tatt i betraktning sammen med et beskyttende pukklag mot kontakt med jord og støv, bør området som helhet ikke vurderes som en fare for human helse.

I områder med fast overdekning er direkte hudkontakt med forurenset jord og eksponering overfor støv vurdert som uaktuelt. Det er i tillegg valgt å neglisjere eksponering overfor flyktige gasser da eksponeringen er kraftig redusert i forhold til områder uten fast dekke, samt at gassen vil i tillegg fortynnes meget raskt i friluft. Mennesker som oppholder eller arbeider utendørs i områder med fast overdekning eksponeres ikke for helsefarlige forbindelser som skyldes grunnforurensning.

Ved arbeider i grunnen som for eksempel reparasjon av ledninger og rør, er det derimot risiko for eksponering av støv og gasser. Dette kan medføre allergiske eller fototoksiske reaksjoner samt inhalering av gass og forurensede støvpartikler.

Det er ikke beregnet konsentrasjoner i innendørsluft som overstiger eller ligger opptil administrativ norm for forurensning i arbeidsatmosfære. Beregningene er gjennomført på grunnlag av bygninger med grunnflate $> 100 \text{ m}^2$, tilsvarende kaldlageret nord på delområde 1. Det er dermed ikke påvist noen helsefare ved arbeid eller opphold på området. Vurderingen betinger at arealbruken ikke endres.

Den beregnede spredningen av vannløselige PAH-forbindelser overstiger ikke akseptkriteriene for vann ($\text{PNEC}_{\text{vann}}$) selv med en konservativ tilnærming for et tenkt avgrenset område utenfor den undersøkte lokaliteten. Lokalitetens betydning som kilde til vannmassene vurderes derfor som ubetydelig. Modellen beskriver derimot ikke spredning av partikler eller spredning i fri fase. En eventuell miljøskadelig partikkelspredning er ikke påvist ut fra prøvegrunnlaget i sedimentene (kap 5.1.3), men prøvegrunnlaget vurderes til å være noe tynt. Spredning som fri fase er tidligere vurdert å være lite sannsynlig eller en ubetydelig spredningsvei (kap 6.6).

7. Konklusjon

Den historiske undersøkelsen viser at verket var i drift i perioden 1911 – 1972, og området er blitt gradvis utfylt innenfor spuntvegger av tre. Den potensielt forurensende aktiviteten kan ikke på bakgrunn av historisk informasjon avgrenses til spesifikke arealer.

Det ble til sammen boret/sjaktet i 47 punkter i et rutenett av 20×20 meter. Det ble tatt ut en til fem prøver per punkt.

Grunnen består hovedsakelig av innfylte sandige masser med avretting av blandede fyllmasser over stedegeen marin leire. Fyllmassenes mektighet avtar med avstand til fjorden. Analyseresultater samt tidligere undersøkelser viser at leirlaget kan betraktes som tett i forhold til spredning av kreosot i dypet. Det overliggende sandige laget viser til dels kraftig, men sterkt varierende kreosotforurensning. Konsentrasjonsnivået i topplaget er betydelig mer moderat. Det er ikke påvist spredning av tungmetaller eller organiske miljøgifter fra tilgrensende industri.

Risikovurderingen viser at det ikke er risiko for helse ved arbeid eller opphold på området med dagens arealbruk. Ved arbeid i grunnen bør det derimot iverksettes egnede vernetiltak for å redusere eksponering overfor kreosotdamp og innånding av støv. Det bør unngås grunnarbeider i stekende sol på grunn av faren for fototoksisk eksem og allergireaksjoner.

Risikovurderingen viser at det heller ikke er risiko for spredning i miljøskadelig konsentrasjoner til fjorden som følge av utlekking med grunnvannet. Risikovurderingen er utarbeidet på grunnlag av en spredningsmodell der de beregnede konsentrasjoner i overflatevannet sammenlignes med akseptkriterier ($PNEC_{vann}$) gitt i SFTs veileder 99:01A: ”Risikovurdering av forurenset grunn”.

Datagrunnlaget fra sedimentprøvetakingen gir ingen entydige indikasjoner om uakseptabel spredning fra den undersøkte lokaliteten til sedimentene på utsiden. Datagrunnlaget vurderes derimot som utilstrekkelig for ytterligere konklusjoner, og bør suppleres for å vurdere lokalitetens påvirkning av sedimentene. Spredning av fri fase kreosot vurderes som uaktuelt på bakgrunn av observasjoner og de naturlige forhold i grunnen.

På grunnlag av observasjoner, innsamlede data og de utførte beregninger, vurderes det dit hen at det ikke er behov for ytterligere undersøkelser av grunnen. Vurderingen betinger fortsatt industriell virksomhet uten større terrenginngrep. Det foreligger ingen planer om endring i arealbruken.

Jernbaneverket
Biblioteket

JBV



10TU00693