

Grunnlagsrapport - Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn

DOK.NR. 20200490-03-R
REV.NR. 0 / 2021-12-10

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentsiteteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemann uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document was prepared for. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the owner's consent. No changes to the document shall be made without consent from NGI.

Prosjekt

Prosjekttittel: Oppdatering av veiledningsmateriale på forurenset grunn
Dokumenttittel: Grunnlagsrapport - Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn
Dokumentnr.: M-2172 I 2021 (NGI rapport nr. 20200490-03-R)
Dato: 2021-12-10
Rev.nr. / Rev.dato: 0

Oppdragsgiver

Oppdragsgiver: Miljødirektoratet
Kontaktperson: Karianne Slåtta Haugen
Kontrakthereferanse: Avtalenummer 20087543, signert nov 2020

for NGI

Prosjektleder: Gijs Breedveld
Utarbeidet av: Gijs Breedveld, Erlend Sørmo, Hans Peter Arp og Amy Oen
Kontrollert av: Paul S. Cappelen

Sammendrag

For å styrke spredningsvurderingen ved forurensning i grunnen, er det foreslått en 3-trinns spredningsvurderingsmetodikk som har likhetstrekk med eksisterende risikoveileder for forurenset sediment (M-409) og ny veileder for vurdering av risiko av menneskers helse ved forurenset grunn (M-2170). Trinnene sammenfattes som følger:

- Trinn 1: Normverdidibetraktning basert på forurensningsnivået i jordprøver, gjeldende areal og "standard spredning" med sjablongverdier forhåndsdefinert av den nye spredningsmodellen (boksmodell).
- Trinn 2: Boksmodell-beregning for å bestemme spredning med et definert sett av stedsspesifikke data om lokaliteten, og informasjon om den lokale hydrogeologien.
- Trinn 3: Supplerende spredningsundersøkelser og eventuelt strømningsmodellering, med fokus på de mest kritiske parameterne som fremkommer i trinn 2 av spredningsvurderingen.

Med utgangspunkt i denne trinnvise tilnærmingen, er det utarbeidet et verktøy for å beregne spredningen (M-2173). Verktøyet er basert på en boksmode ll som består av tre bokser:

1. Umettet sone der forurensningen ligger.
2. Mettet sone der grunnvannet transporterer forurensningen til resipienten.
3. Resipienten som får tilført forurensningen.

Boksmode l len tar hensyn til mengden forurensning som finnes i kilden og sorpsjon / desorpsjon, samt fortynning på vei til resipienten. Mode l len beregner spredning av forurensning relatert til tid og estimerer maksimumskonsentrasjon i ulike medier, tiden det tar til denne konsentrasjonen nås og mengde forurensning som spres over tid. Mode l len beregner spredning fra tidspunktet forurensningen oppsto. Dette kan ligge flere 10-år tilbake i tid.

Dersom tilstrekkelig stedspe sifikk e data fore ligger, kan mode l len brukes for å estimere transport av kolloidal bundet forurensning (forurensning bundet til mikropartikler) som beveger seg like fort som grunnvannet, og inkludere naturlig biologisk nedbrytning.

De største usikkerhetene ved mode l len er knyttet til hvor sterkt forurensningen er bundet i jordmassene (K_d), andel forurensning som kan transporteres i kolloidal form og en riktig beskrivelse av den lokale hydrogeologien, inkludert bidraget fra foretrukne spredningsveier som grøfter og rørtraseer. I tillegg har tid siden forurensningen oppsto stor innvirkning på utviklingen av konsentrasjonen i grunnvannet og resipienten. Forurensningen har sjelden oppstått på et bestemt tidspunkt og er vanligvis et resultat av aktiviteter på lokaliteten over flere (10-talls) år. I tillegg vil biologisk nedbrytning kunne føre til nedgang i konsentrasjonen i jord og grunnvann.

Mode l len har blitt anvendt for å vurdere spredning til resipient ved utarbeidelse av forslag til nye normverdier og tilstandsklasser (M-2169).

Innhold

1	Innledning	6
1.1	Bakgrunn	6
1.2	Grunnleggende prinsipp	6
2	Behov for spredningsvurdering	7
3	Spredningsvurderingsmetodikk	10
3.1	Bakgrunn	10
3.2	Spredningsvurdering – Trinn 1	11
3.3	Spredningsvurdering – Trinn 2	14
3.4	Spredningsvurdering – Trinn 3	18
4	Ny spredningsmodell for forurenset grunn	20
4.1	Bakgrunn	20
4.2	Boksmodell for spredningsberegning	21
4.3	Inputparametere	21
4.4	Resultater	24
5	Vurdering av usikkerhet	25
5.1	Skrivebordundersøkelse	25
5.2	Feltundersøkelser og laboratorieanalyser	25
5.3	Modellberegning	26
6	Oppsummering av foreslått fremgangsmåte for spredningsvurdering	27
7	Referanser	29

Vedlegg

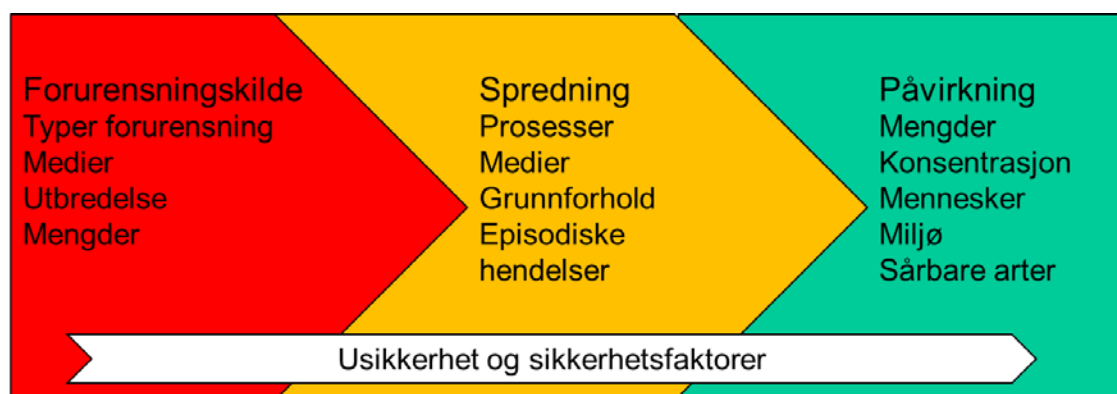
Vedlegg A	Sjablongverdier for spredningsmodellen
Vedlegg B	Metoder for å bestemme kritiske parametere
Vedlegg C	Eksempler på anvendelse av verktøyet
Vedlegg D	Matematisk grunnlag for spredningsmodell

Kontroll- og referanseside

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Spredningsvurdering ved forurenset grunn er en sentral del av en risikovurdering. Figur 1 gir en oversikt over sentrale tema i risikovurderingskjeden for et område med forurenset grunn. Spredningsveilederen vurderer hvordan forurensning beveger seg fra forurensningskilden til grunnvannet og resipienten der både mennesker og økosystemet kan bli eksponert. Dette vil være en viktig faktor ved fastsettelse av normverdier og tilstandsklasser (M-2169).



Figur 1 Risikovurderingskjeden og sentrale tema som skal besvares ved vurdering av et område med forurenset grunn.

1.2 Grunnleggende prinsipper

Hovedprinsippet er at en vurdering av spredning gjøres i tilfeller der forurensning i grunn er i tilstandsklasse 4 eller høyere, og de forurensede massene ikke skal fjernes i forbindelse med planlagte gravearbeider (Veileder TA-2553/2009, *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn*).

Spredningsvurdering kan imidlertid også være relevant selv om det kun er påvist konsentrasjoner i tilstandsklasse 1 – 3. Det vil alltid være en viss spredning av stoffer med forurensningspotensial i miljøet, uavhengig av hvilke tilstandsklasser jordprøver klassifiseres i. I TA-2553/2009 anbefales det å utføre en spredningsvurdering hvis grunnforurensning er i tilstandsklasse 3 og *når et verneområde er resipient eller når forurensningens karakter gjør at potensialet for utlekking er større enn vanlig*.

Tilfeller der en må vurdere risiko for spredning ved konsentrasjoner lavere enn tilstandsklasse 4 kan være:

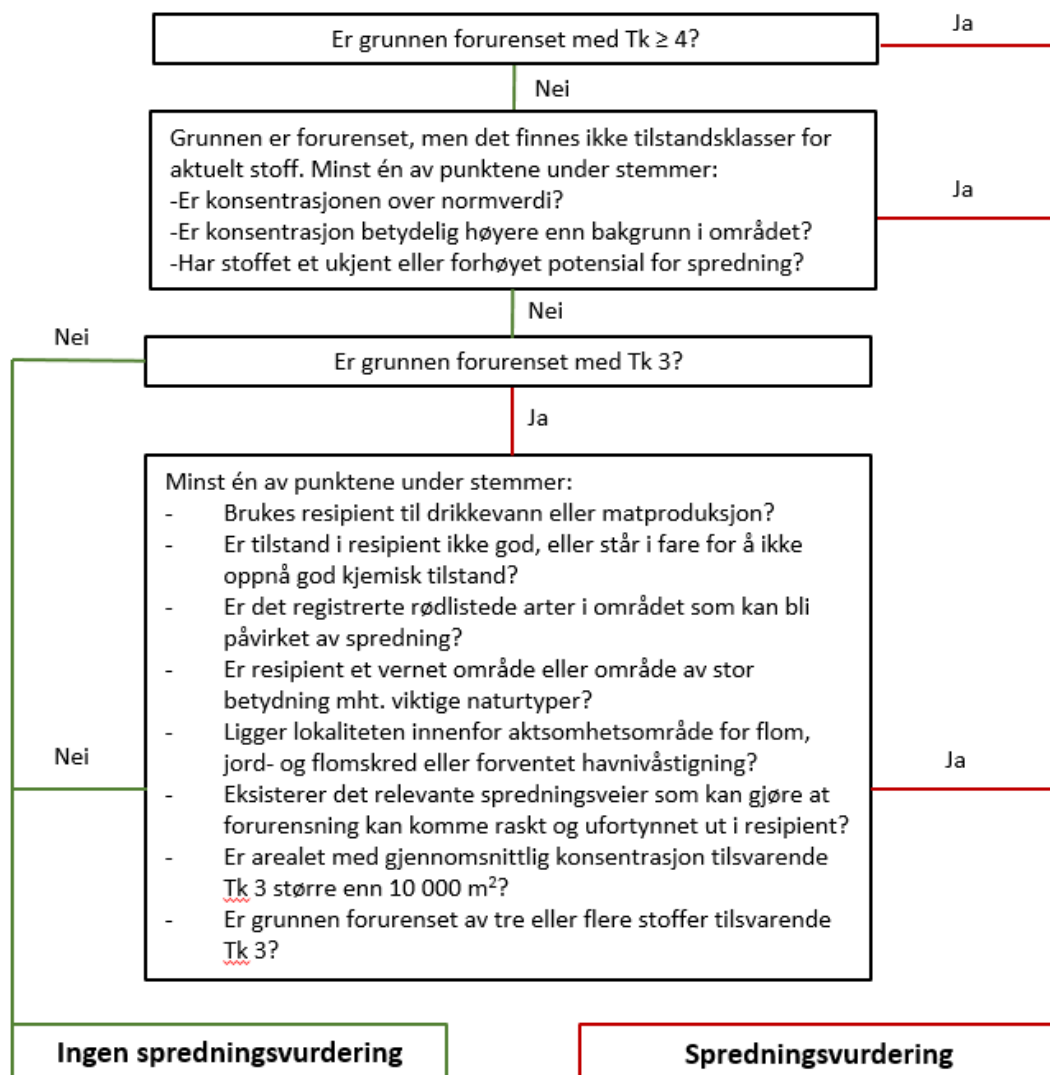
- Konsentrasjoner over normverdi av miljøgifter det ikke er utarbeidet tilstandsklasser for.

- Forhøyde konsentrasjoner i grunnen av miljøgifter, eller andre stoffer, som det ikke er utarbeidet normverdier for. Med forhøyde konsentrasjoner menes her betydelig høyere enn omkringliggende områder, og det er kjent eller usikkert om stoffene har spredningspotensial.
- Vann fra resipient benyttes som drikkevann eller til matproduksjon.
- Følsom resipient er nærliggende, som f. eks. vernet område eller område av stor nasjonal eller regional betydning.
- Det er registrert tilstedeværelse av relevante, truede (rødlistede) arter i området som kan bli påvirket av forurensningsspredning.
- Resipient står i fare for ikke å oppnå kvalitetskriterier for god tilstand i vannrammedirektivet.
- Resipient med lav vannføring og / eller lang oppholdstid der forurensning kan oppkonsentreres.
- Det eksisterer snarveier, som for eksempel grøfter og rørtraseer, som gjør at forurensningen kan komme raskere og ufortynnet ut i resipient.
- Arealet som er forurensset i tilstandsklasse 3 eller høyere er større enn 10 000 m²
- Tilstedeværelse av 3 eller flere stoffer tilsvarende tilstandsklasse 3

2 Behov for spredningsvurdering

Med utgangspunkt i dette er det utarbeidet et flytskjema (Figur 2) som anbefales brukt som et verktøy for å beslutte om det er relevant å gjøre en spredningsvurdering for en lokalitet. Relevant informasjon til å vurdere punktene i den fjerde og siste boksen i flytskjemaet, er i stor grad tilgjengelig i offentlige, digitale databaser og kartverk. Noen eksempler på relevante ressurser er Granada (database for grunnvann), Miljøstatus (miljøinformasjon fra miljømyndighetene) og Vannmiljø (database for ferskvann og sjøvann). Alle disse er tilgjengelige via Miljødirektoratets grunnforurensningsdatabase.

Ved miljøtekniske grunnundersøkelser skal det i henhold til Norsk Standard, NS-ISO 10381-5 *Veiledning for fremgangsmåte for undersøkelse av grunnforurensning på urbane og industrielle lokaliteter*, gjøres en innledende studie for å identifisere potensielle kilder til forurensning på en lokalitet. Tilsvarende skal det før feltundersøkelser gjøres en skrivebordundersøkelse (også kalt fase 1 kartlegging) for å identifisere nødvendighet for- og omfang av en spredningsvurdering. Om mulig skal det gjennomføres en befarings på lokaliteten i forkant av feltarbeidet. En oppsummering av relevante betraktninger som bør gjøres er vist i Tabell 1



Figur 2 Flytskjema for vurdering av når det skal gjøres en spredningsvurdering

Tabell 1 Oversikt over tema som inngår i en innledende skrivebordundersøkelse

Forurensningsgrad og historikk	JA	NEI	Kilder til informasjon	Kommentar / vurdering
Tidligere grunnundersøkelser, geoteknikk og miljø, samt relevant informasjon fra byggesaker (tiltaksplaner, sluttrapporter)				
Overvåkingsdata for lokalitet				
Nåværende og tidligere virksomheter som kan ha forårsaket forurensning				
Kjente deponier eller fyllinger				
Informasjon om masser brukt til utfylling / arealutvinning				
Oljetanker og oljeutskillere, inkludert de som er fjernet / flyttet på				
Kjente forurensnings- eller akutte hendelser				
Forurensningens egenskaper (informasjon om antatt viktigste miljøgifter ved lokaliteten, som egenskaper, forventet oppførsel i grunnen, toksisitet, persistens, bioakkumulerbarhet, nedbrytbarhet osv.)				
Berggrunn og løsmasser (kvartærgeologi)				
Annen relevant informasjon kan spesifiseres				
Er det planlagte aktiviteter på eiendommen?	JA	NEI	Kilder til informasjon	Kommentar / vurdering
Byggesak				
Terrenginngrep				
Endret arealbruk				
Andre tiltak				
Aktuelle spredningsveier	JA	NEI	Kilder til informasjon	Kommentar / vurdering
Grunnvann, tidevann				
Overflatevann				
Kummer og rør, inkl. traseer som ikke er i bruk				
Drenering: går drens vann til overvann eller spillvann?				
Erosjon (inkludert flom, skred) eller annen partikkelspredning				
Masseforflytning utført av grunneier eller andre				
Resipientforhold og naturforhold	JA	NEI	Kilder til informasjon	Kommentar / vurdering
Kjent forurensning i resipient (rapporterte vannkvalitets-, sjøbunn-, biotadata)				
Sårbar natur (rødlistede arter, vernede områder osv.)				
Miljømål / mål om tilstand i Vannforskriften				
Drikkevannskilder				
Matproduksjon				
Andre relevante forhold kan spesifiseres				
Episodiske hendelser og endringer i klima	JA	NEI	Kilder til informasjon	Kommentar / vurdering
Risiko for flom/ras/stormflo og om klimaendringer øker denne risiko				
Økt erosjon og partikkelspredning som følge av hendelser med ekstremnedbør				
Endring i infiltrasjon fra økt nedbør og/eller snøsmelting				
Lokalitetens eller omkringliggende områders potensial som grunnvannsressurs				

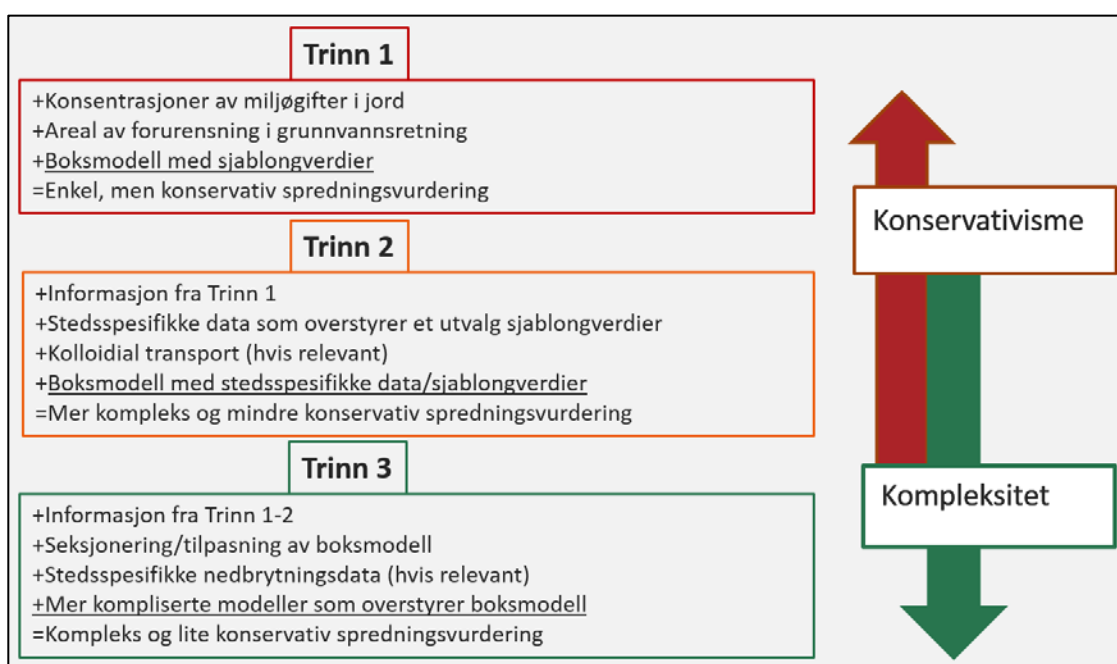
3 Spredningsvurderingsmetodikk

3.1 Bakgrunn

Fremgangsmåte for å undersøke og kartlegge spredning fra et område med forurenset grunn tar utgangspunkt i NS-ISO 10381-5 og baseres på en trinnvis tilnærming som samsvarer med strukturen til M-2170 og tilsvarende veileder for forurensede sedimenter (M-409/2015). Selve spredningsvurderingen gjøres av et nytt modellverktøy (se kapittel 4 for nærmere detaljer) hvor det legges inn parametere som beskriver geokjemiske og hydrogeologiske forhold på lokaliteten. Fremgangsmåten er som følger:

- Trinn 1: Normverdibetraktning og "standard" spredning forhåndsdefinert av modellverktøyet med sjablongverdier (Vedlegg A).
- Trinn 2: Modellverktøy-beregning med et definert sett av stedsspesifikke data.
- Trinn 3: Supplerende spredningsundersøkelser og ev. strømningsmodellering.

For kritiske parametere gis det en metodebeskrivelse for hvordan de kan estimeres eller bestemmes lokalt (Vedlegg B). Konseptet for den trinnvise inndelingen er vist i Figur 3. Hvert trinn er beskrevet i detalj i kapittel 5.2 – 5.4.



Figur 3 Konsept for den trinnvise inndelingen av en spredningsvurdering.

3.2 Spredningsvurdering – Trinn 1

3.2.1 Generelt

Trinn 1 er en enkel, men konservativ vurdering av spredning, og kan gjøres for alle lokaliteter hvor det har blitt gjennomført en miljøteknisk grunnundersøkelse med prøvetaking og kjemiske analyser av jord i henhold til TA-2553 og NS-ISO 10381-5. En spredningsvurdering i trinn 1 baserer seg på totalkonsentrasjoner i jord, innhold av organisk karbon i jord og areal av forurensset område, mens alle de øvrige parameterne er fastsatte standardverdier (sjablongverdier, se Vedlegg A).

Potensiell spredning blir beregnet med bakgrunn i estimerte porevannkonsentrasjoner (basert på totalkonsentrasjoner i jord og stoffspesifikke fordelingskoeffisienter (K_d -verdier) fra litteraturen, samt en rekke hydrogeologiske parametere som avgjør tidsforløpet til spredningen og fortynning i resipient.

Hensikten med trinn 1 er å undersøke om estimert spredning, ved bruk av konservative sjablongverdier, er uakseptabel. Dersom trinn 1 viser akseptabel spredning, er det ikke nødvendig å gå videre til trinn 2 eller 3.

3.2.2 Inngangsdata i trinn 1

For en trinn 1-vurdering skal følgende data legges inn i modellverktøyet:

- Totalkonsentrasjoner av aktuelle miljøgifter i jordprøvene.
- Konsentrasjoner av total organisk karbon (TOC) i jord.
- Lengde av forurensningen i grunnvannsretning, dokumentert på kart.
- Bredde av forurensningen på tvers av grunnvannsretning, dokumentert på kart.

Øvrige parametere som er relevant for spredningsberegningen er alle sjablongverdier.

3.2.3 Miljøteknisk grunnundersøkelse

En miljøteknisk grunnundersøkelse skal følge Norsk Standards NS-ISO 10381-5. Resultatene fra en miljøteknisk grunnundersøkelse, som benyttes i trinn 1 av en spredningsvurdering, tilsvarer det standarden kaller orienterende undersøkelser, som omfatter *en undersøkelse på stedet, innbefattet prøvetaking av jord eller fyllmasse, overflatevann, grunnvann og jordgass der dette er nødvendig, og påfølgende analyse eller testing av innsamlede prøver*. Standarden har gode beskrivelser for hvilke forhold som skal vurderes og hvordan man utformer en prøvetakingsstrategi på bakgrunn av funn i skrivebordundersøkelsen (fase 1-kartleggingen).

Veileder TA-2553/2009, *Helsebaserte tilstandsklasser for forurensset grunn* gir anbefalinger for antall prøvepunkter for en lokalitet som skal undersøkes, med bakgrunn i størrelse (antall m²), arealbruk og antatt forurensningssituasjon. Disse anbefalingene er godt innarbeidet i bransjen, både hos miljømyndigheter og rådgivere, og det er derfor

fornuftig å benytte de samme anbefalingene ved vurdering av spredning. I utgangspunktet skal det derfor ikke tas supplerende prøver i en miljøteknisk grunnundersøkelse, utover det NS-ISO 10381-5 og TA-2553/2009 anbefaler, for input til trinn 1 i en spredningsvurdering. Det presiseres at den miljøtekniske grunnundersøkelsen skal inkludere både toppjord (0 – 1 m) og dypereliggende jord (potensielt forurensede masser fra 1 m under terreng ned til berg eller rene, stedegne masser).

Analyseparametere er i NS-ISO 10381-5 anbefalt å være prioriterte tungmetaller (bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink), arsen, mineralolje (alifater), PAH og EOX (ekstraherbare organiske halogen forbindelser, vanligvis sum av klorerte forbindelser). Kommersielle laboratorier tilbyr brede analysepakker (f. eks. *normpakke* eller *miljøpakke jord standard*) som omfatter de miljøgiftene som omtales i standarden. Ved å bruke slike analysepakker på hele eller deler av prøveutvalget, vil en få et godt overblikk over hvilke miljøgifter som er i grunnen på lokaliteten, og som er relevante i en spredningsvurdering. I noen tilfeller kan det være tilstrekkelig med en mindre analysepakke som inkluderer de vanligst forekommende miljøgiftene i Norge (f. eks. *normpakke basic* eller *miljøpakke jord basis*). I andre tilfeller må en ha mer omfattende analysepakker, eventuelt egne analyser for parametere av spesiell interesse med utgangspunkt i forurensningshistorie ved enkeltlokaliteter, som for eksempel bromerte flammehemmere, dioksiner eller PFAS.

Bestemmelse av totalt organisk karbon (TOC) er en enkel tilleggsanalyse som ofte gjøres i forbindelse med en miljøteknisk grunnundersøkelse. Det anbefales at denne analysen alltid inkluderes i grunnlaget til en trinn 1 spredningsvurdering. Dette begrunnes med at TOC har stor innvirkning på fordelingen mellom organiske miljøgifter i jord og porevann, og dermed også på spredningen av disse forbindelsene (se kapittel 4.3.3 for nærmere detaljer).

For vurdering av aktuelle analyseparametere vises det til Miljødirektoratets faktaark M-813/2017, *Grunnforurensning – bransjer og stoffer*, som gir en oversikt over parametere som vanligvis relateres til grunnforurensning fra ulike virksomheter. Aktuelle parametere og analysepakker for typiske grunnforurensningsaker er oppsummert i Tabell 2. Det påpekes at Tabell 2 ikke gir et fullstendig omfang av mulige parametere. Enkelte lokaliteter vil kunne være påvirket av spesielle forbindelser. Det skal alltid ligge faglige vurderinger til grunn for valg av analyseparametere, og det skal analyseres på de stoffene som man mistenker er til stede i grunnen basert på skrivebordundersøkelsen.

Tabell 2 Relevante parametere og analysepakker for typiske grunnforurensningssaker.

Parameter	Vurderingsomfang	Analysepakker		
Arsen	Standard	Normpakke basic / miljøpakke jord	Normpakke / miljøpakke jord standard	
Bly	Standard			
Kadmium	Standard			
Kobber	Standard			
Krom	Standard			
Kvikksølv	Standard			
Nikkel	Standard			
Sink	Standard			
Alifater C8-C10	Standard			
Alifater >C10-C12	Standard			
Alifater >C12-C35	Standard			
Cyanid fri	Standard			
BTEX	Standard			
ΣPAH-16	Standard			
ΣPCB-7	Standard			
Klorfenoler	Utvidet			
Klorbenzener	Utvidet			
Pesticider	Utvidet			
PFAS	Spesielle lokaliteter	Tillegg / egne analysepakker		
TBT	Spesielle lokaliteter			
Bromerte flammehemmere	Spesielle lokaliteter			
Dioksiner og furaner	Spesielle lokaliteter			
Fenoler	Spesielle lokaliteter			
Klorerte løsemidler	Spesielle lokaliteter			
Ftalater	Spesielle lokaliteter			
MTBE	Spesielle lokaliteter			
Totalt organisk karbon (TOC)	Standard			

3.2.4 Foretrukne spredningsveier

Grøfter, rør og sjikt av permeable masser, for eksempel rundt fundamenter, kan bidra til økt spredning av forurensning fra en lokalitet til resipient. Vannledningsevnen (hydraulisk konduktivitet) er høyere i pukk og grus sammenlignet med sand, leire og silt. Forurensset vann vil derfor transporteres mye raskere gjennom grus enn silt. Grøfter er ofte fylt med pukk og grus, og vil derfor kunne være effektive transportveier for forurensset vann.

Det er vil imidlertid være en relativt avansert vurdering å beregne hvordan transport av forurensset vann fordeler seg på grøfter, og ulike sjikt av permeable og lite permeable masser. Sjablongverdi for vannledningsevne i mettet sone er satt lik den som brukes i *Verktøyet for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurensset grunn* (M2170) og tilsvarer en situasjon hvor massene i mettet sone består av grov sand ($K = 10^{-4}$ m/s).

3.3 Spredningsvurdering – Trinn 2

3.3.1 Generelt

I trinn 2 byttes en rekke av sjablongverdiene ut med stedsspesifikke data i modellverktøyet. Stedsspesifikke data samles inn ved at det gjøres supplerende felt og / eller laboratorieundersøkelser. Stedsspesifikke data vil gi mer reelle inngangsparametere i modellverktøyet og spredningsvurderingen vil følgelig bli mer realistisk og mindre konservativ.

Et utvalg av stedsspesifikke data benyttes i trinn 2 – ett sett med obligatoriske parametere, der man skal bytte ut sjablongverdiene med stedsspesifikk data, og ett sett med valgfrie parametere. For å oppnå en fullverdig trinn 2 vurdering, skal det skaffes til veie stedsspesifikke data for alle obligatoriske parametere.

3.3.2 Inngangsdata i trinn 2

For en trinn 2-vurdering skal følgende data legges inn i modellverktøyet:

- Obligatoriske stedsspesifikke data:
 - Data fra trinn 1.
 - Lokale nedbørsmengder (årsmiddel), fra nærmeste meteorologiske målestasjon.
 - Infiltrasjonsfaktor for masser i umettet sone, eller eventuell overdekning.
 - Konsentrasjoner av tungmetaller i porevann.
 - Avstand til resipient.
 - Vannføring i resipient.
 - Stedsspesifikke verdier for hydraulisk konduktivitet i mettet sone, hentet fra sjablongverdier for ulike jordarter.
- Valgfrie stedsspesifikke data:

- o Dybde/mektighet av forurensningen.
- o Hydraulisk konduktivitet for masser i mettet sone og foretrukne spredningsveier.
- o Grunnvannsgradient.
- o Grunnvannshastighet.
- o Konsentrasjoner av organiske miljøgifter i porevann.
- o Konsentrasjoner av relevante miljøgifter i grunnvann.
- o Konsentrasjoner av relevante miljøgifter i resipient.
- o Kolloidal transport.
- o Episodiske hendelser / klimatiske endringer som kan påvirke transporten.

Der det ikke benyttes stedsspesifikke data for de valgfrie parameterne, vil sjablongverdiene fra trinn 1 fortsatt benyttes i modellen (se vedlegg A).

3.3.3 Bestemmelse av stedsspesifikke data

Før det gjøres supplerende undersøkelser for trinn 2, er det viktig å identifisere hvilke data som ønskes skaffet til veie og de mest hensiktsmessige fremgangsmåtene. Erfaringen har vist at en av de mest kritiske parameterne for å vurdere potensiell spredning av forurensning, er fordelingskoeffisienten K_d , som definerer forholdet mellom konsentrasjonen av en miljøgift i jordmassene og porevannet:

$$K_d = \frac{C_{jord}}{C_{porevann}}$$

For å vurdere potensiell spredning, vil bestemmelsen av fordelingskoeffisientene i den aktuelle jordarten for den eksisterende (blandete) forurensningen være viktig.

Hvorvidt spredningen virkelig finner sted vil være styrt av den lokale geologien, hydrogeologien, hydrologien, klimatiske forhold og eventuelle inngrep i terrenget (rør, drenering, fundamenter og annen infrastruktur i grunnen).

Obligatoriske parametere:

En obligatorisk del av trinn 2 er derfor å beregne stedsspesifikke K_d -verdier for relevante miljøgifter. For metaller finnes det relativt enkle metoder for å måle konsentrasjon i porevann (f. eks. ristetest, se Vedlegg B). Når porevannkonsentrasjon legges inn i modellen sammen med konsentrasjoner i jord, beregner modellen stedsspesifikke K_d -verdier for parameterne der det er målt porevannkonsentrasjoner.

To andre parametere som er påkrevd for trinn 2 er årlige nedbørsmengder og infiltrasjon, ettersom disse bestemmer hvor mye vann som går inn i umettet sone og dermed avgjør, sammen med K_d , hvor mye forurensning som vil kunne frigjøres og transporteres til mettet sone. Metoder for stedsspesifikk bestemmelse av disse to parameterne er beskrevet i Vedlegg B.

Avstand fra forurenset lokalitet til resipient er den siste obligatoriske parameteren i trinn 2, og er med å bestemme tidsforløpet for forurensningstransporten. Hvis det er lengre avstand fra en forurenset lokalitet til resipienten enn det sjablongverdien tilsier, vil det ta lengre tid før forurensingen når resipienten. Tidsrommet for utlekking til resipienten vil være lengre og dermed vil fortynningen i resipienten også bli større. Metode for å bestemme avstand til resipient er beskrevet i Vedlegg B.

Vannføring i resipient er avgjørende for fortynningen når forurenset grunnvann blandes med vannet i resipient, og er en parameter som har stor innvirkning på utfallet av spredningsvurderingen. Høy vannføring gir stor fortynningseffekt og motsatt. Metoder for estimering / måling av vannføring er beskrevet i Vedlegg B.

Mettet hydraulisk konduktivitet, eller vannledningsevne, er et mål for hvor raskt en væske kan strømme gjennom det porøse mediet som ligger under grunnvannsnivå i mettet sone. Denne parameteren benyttes til å beregne grunnvannshastighet, og er med på å avgjøre tidsforløpet til forurensningstransporten. Det finnes standardverdier i litteraturen for ulike jordarter, som grus, sand, silt og leire, og det er derfor et minstekrav i trinn 2 å undersøke hvilke masser som er til stede i mettet sone for å kunne velge riktig sjablongverdi. Det er valgfritt å gjøre undersøkelser for å estimere / måle faktisk hydraulisk konduktivitet i massene.

Valgfrie parametere:

De valgfrie parameterne er vanskeligere og mer kostbare å skaffe til veie enn de obligatoriske. De vil kunne påvirke utfallet av spredningsvurderingen i ulik grad avhengig av lokalitet, og det er derfor hensiktsmessig å identifisere hvilke parametere som er viktige for den aktuelle vurderingen.

Dybde/mektighet til forurensningen er antatt til å være hele den umettete sone. Dette er en konservativ antagelse der forurensningen i modellen ligger direkte oppå grunnvannet og man ikke tar hensyn til den delen av umettet sone som ikke er forurenset. Metode for å bestemme dybde til grunnvann er beskrevet i Vedlegg B.

Ved hjelp av forskjellen i høydekoter for grunnvannsspeil mellom to brønner i grunnvannsretningen, kan det beregnes en grunnvannsgradient (se Vedlegg B). Med hydraulisk konduktivitet og grunnvannsgradient kan en beregne grunnvannshastigheten (se Vedlegg B). Grunnvannshastigheten påvirker hvor raskt en forurensning transporteres gjennom mettet sone til resipient.

For organiske miljøgifter er det relativt utfordrende å bestemme konsentrasjonen i porevann, for deretter å beregne steds spesifikk K_d . Den forenklete tilnærmingen er å bestemme innhold av TOC i jord, slik at en kan beregne steds spesifikke K_d -verdier basert på fordelingskoeffisienter mellom organisk karbon og vann (K_{oc}) fra litteraturen. Dette er integrert i trinn 1. Beregning av K_d basert på målt konsentrasjon i porevann og jord vil imidlertid gi et mer realistisk resultat, så dette er en anbefalt tilleggsvurdering for trinn 2, så fremt det benyttes egnede metoder (se Vedlegg B).

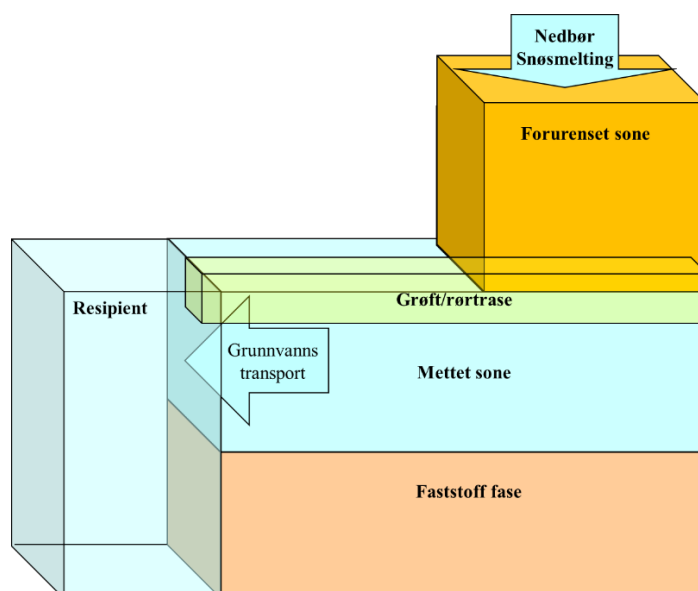
Måling av relevante miljøgiftkonsentrasjoner i grunnvann og resipient vil gi modellverktøyet et realistisk utgangspunkt for å beskrive dagens situasjon og utviklingen over tid. Disse dataene vil også være et viktig sammenligningsgrunnlag til å evaluere om spredningen som modellen beregner er realistisk.

3.3.4 Foretrukne spredningsveier

Trinn 1 legger opp til en konservativ spredningssituasjon hvor alle massene i mettet sone består av grus. Som en del av trinn 2 skal det i det minste bestemmes hvilke typer masser som er til stede i mettet sone. Samtidig må ikke bidraget fra foretrukne spredningsveier kamufleres av en lavere hydraulisk konduktivitet..

I tilfeller der det gjennom dedikerte undersøkelser ikke er identifisert foretrukne spredningsveier, kan en benytte målte verdier for hydraulisk konduktivitet for massene i mettet sone. Dersom massene i mettet sone er heterogene, uten klare inndelinger av sjikt, eller soner med lav eller høy hydraulisk konduktivitet, skal en benytte den høyeste målte verdien.

I tilfeller der det gjennom dedikerte undersøkelser har blitt identifisert grøftetraséer eller sjikt av masser med forhøyet hydraulisk konduktivitet (pukk eller grus) kan en beregne hvor stor andel av lokaliteten disse foretrukne spredningsveiene utgjør. Det kan så gjøres en vekting av de ulike sjiktene, slik at en får en blandet hydraulisk konduktivitet som er representativ for lokaliteten som en helhet. Et eksempel hvordan dette kan gjøres er vist i Figur 4.



Figur 4 Eksempel på bestemmelse av hydraulisk konduktivitet ved foretrukne spredningsveier, en grøft ($k = 10^{-3} \text{ m/s}$) ligger i siltige leire masser ($k = 10^{-8} \text{ m/s}$). Grøften har et tverrsnitt som utgjør 1% av den mettede sone. Gjennomsnittlig hydraulisk konduktivitet for hele vannførende lag blir da: $(0,01 \times 10^{-3}) + (0,99 \times 10^{-8}) = 1 \times 10^{-5} \text{ m/s}$

3.4 Spredningsvurdering – Trinn 3

3.4.1 Generelt

Selv om en skaffer til veie stedsspesifikke data for kritiske parametere i trinn 2, vil fortsatt spredningsvurderingen være bygget på en rekke antagelser og en forenkling av faktiske geokjemiske og hydrogeologiske prosesser. Målet med en trinn 3-vurdering er å identifisere hvilke parametere som er mest avgjørende for utfallet av vurderingen, for så å kunne erstatte kritiske antagelser / estimer med mer reelle beregninger og / eller målinger i felt og laboratorium.

En trinn 3-vurdering består av følgende tilnærming:

- Obligatorisk innhold:
 - En vurdering av hvilke parametere som er mest kritiske for spredningsvurderingen på den aktuelle lokaliteten.
 - Innhente stedsspesifikke verdier for parameterne som har vist seg å ha avgjørende betydning for resultatene fra modellverktøyet i trinn 2.
 - Stedsspesifikke data om nedbrytning, dersom dette vurderes som relevant.
 - Seksjonering / tilpasning av modellverktøyet for å inkludere stedsspesifikke forskjeller i for eksempel jordtype og vegetasjon / toppdekke.
- Valgfritt innhold:
 - Endring i porevannskonsentrasjon / utlekking over tid.
 - Episodiske hendelser / klimatiske endringer.
 - Supplerende modellering med dedikerte verktøy.

Et viktig prinsipp for trinn 3-vurderingen er at en selv har frihet til å tilpasse vurderingen med tester og beregninger som er med å øke spredningsvurderingens kvalitet. Det kreves imidlertid at en argumenterer for de valgene man tar og at undersøkelsene gir svar på relevante spørsmål.

3.4.2 Vurdering av kritiske parametere

For å gjøre en god og realistisk vurdering av spredning, er det avgjørende å forstå hvilke parametere som har mest å si for utfallet av beregningene ved den aktuelle lokaliteten. Dette kan undersøkes ved hjelp av en følsomhetsanalyse der ulike parametere endres systematisk.

3.4.3 Kolloidal transport

Enkelte miljøgifter bindes sterkt til partikler (kolloider) og transporten av disse styres derfor hovedsakelig av kolloidal transport. Miljøgifter dette er relevant for er tungmetaller og hydrofobe organiske miljøgifter (med fordelingskoeffisient $K_{oc} > 4$). I modellverktøyet er sjablonsverdien satt til 0% av den totale forurensningen for disse forbindelsene, der det viser seg å være sterk avhengig av stedspesifikke forhold. Det er mulig å undersøke om kolloidal transport faktisk finner sted (se Vedlegg B) og i hvilken grad dette medfører økt forurensningstransport. Dersom en har målt dette med en egnet testmetode, kan en justere fraksjonen av forurensning som spres med kolloidal transport i modellverktøyet.

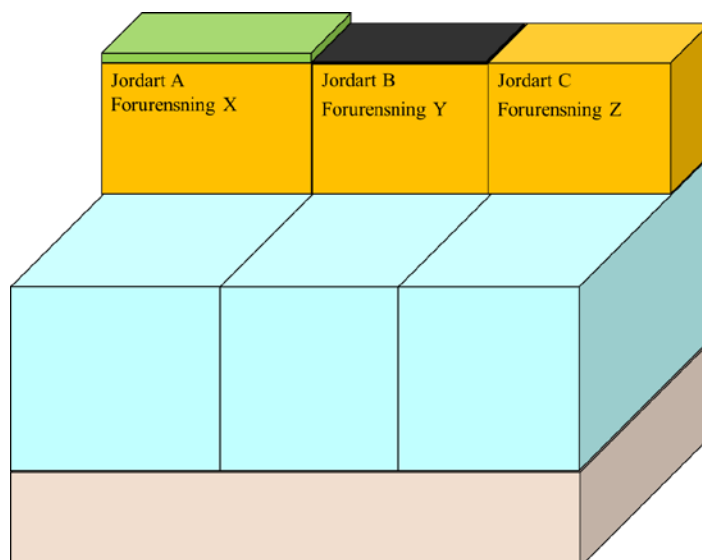
3.4.4 Nedbrytning

Enkelte organiske forbindelser, som for eksempel alifater (mineralolje), BTEX og klorerte løsemidler (som for eksempel tri- og tetrakloreten), vil kunne brytes ned gjennom mikrobielle nedbrytningsprosesser i grunnen. Dette krever tilstedeværelse av mikrobielle samfunn og egnede redoksforhold (aerobt / anaerobt). Nedbrytning i grunnen vil kunne redusere eller fullstendig stoppe spredning av enkelte organiske forbindelser. Prosessen er imidlertid svært stedspesifikk og kan vanskelig forutsies for en lokalitet.

Dersom en ønsker å inkludere nedbrytning i spredningsvurderingen for en lokalitet, må det bevises at slike prosesser faktisk finner sted og i hvilket omfang. Målte nedbrytningsrater kan legges inn i boksmodellen. Se Vedlegg B for nærmere beskrivelser.

3.4.5 Tilpassing av modellverktøyet

Ved å seksjonere den forurensede lokaliteten kan man fange opp variasjoner i grunnforhold og infiltrasjon som følge av vegetasjon / toppdekke. Dersom en slik vurdering ikke utføres, skal man legge de mest konservative inputdata for grunnforhold inn i modellen. I praksis vil dette bety at en gjør flere modellberegninger fordeler av samme lokalitet, som samlet utgjør en total vurdering av belastningen på resipient. Eksempel på hvordan dette kan gjøres er vist i Figur 5.



Figur 5 Skjematisk fremstilling hvordan et område kan inndeles i seksjoner etter ulike jordtyper, toppdekke eller type forurensning. Resultatene må summeres for å få en samlet belastning lokaliteten utgjør for resipienten.

3.4.6 Dedikerte modellverktøy

Modellverktøyet for spredningsvurdering er en relativt enkel modell. Geokjemiske prosesser som kjemisk spesiering, utfelling og sorpsjon er ikke inkludert i modellen. De hydrogeologiske transportprosessene er også basert på forenklete beregninger. En mer realistisk spredningsvurdering for trinn 3 kan oppnås ved å bruke mer avanserte geokjemiske- og / eller hydrogeologiske modelleringsverktøy, enten til å supplere det foreslåtte modellverktøyet, eller til å erstatte modellen fullstendig. Les mer om slike verktøy i Vedlegg B.

4 Ny spredningsmodell for forurenset grunn

4.1 Bakgrunn

Spredningsberegningen må ta hensyn til massebalanse for forurensningen og endringer i konsentrasjoner over tid. For å oppnå dette er det utviklet en boksm modell, som er mye mer brukervennlig enn en fullverdig strømnings- og transportmodell. Med utgangspunkt i den datamengden som vanligvis er tilgjengelig for et forurenset område (etter en miljøteknisk grunnundersøkelse) og usikkerheten i dataene, vil en boksm modell i tilstrekkelig grad dekke de styrende transportprosessene. Resultatet vil være forventet konsentrasjon og mengde forurensning som tilføres en resipient / spres over tid.

En boksm modell er et forenklet modellverktøy som seksjonerer spredningsveien i ulike soner med bestemte volum (bokser). Denne inndelingen gir grensesnitt som forenkler de

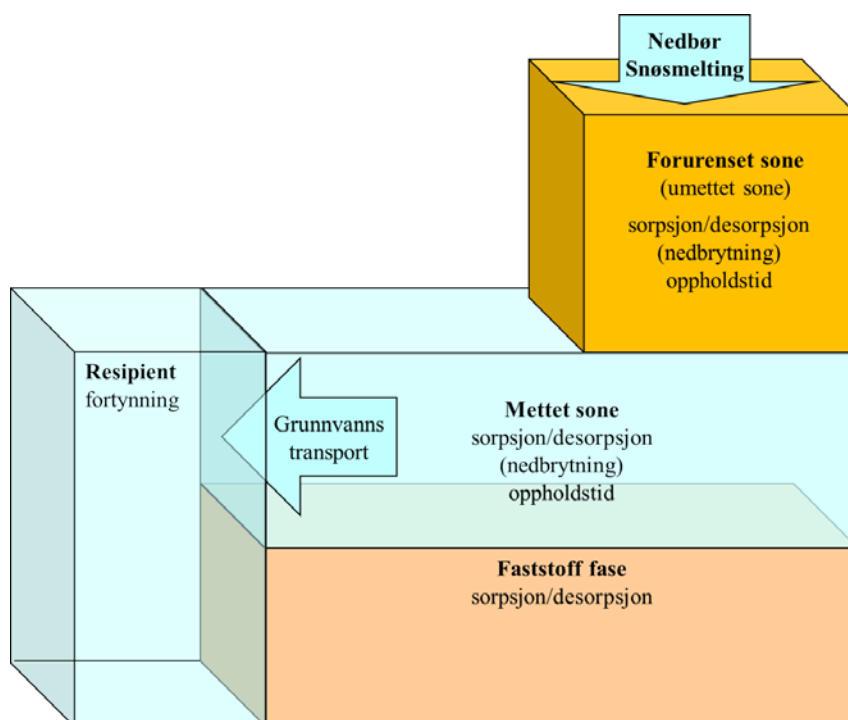
nødvendige beregningene som styrer gjennomsnittlig konsentrasjon og spredning. Boksmodellen er et Excel-basert verktøy. Dette er fordelaktig fordi verktøyet baserer seg på kjent og enkel programvare som dermed vil ha en lav terskel for bruk.

4.2 Boksmodell for spredningsberegning

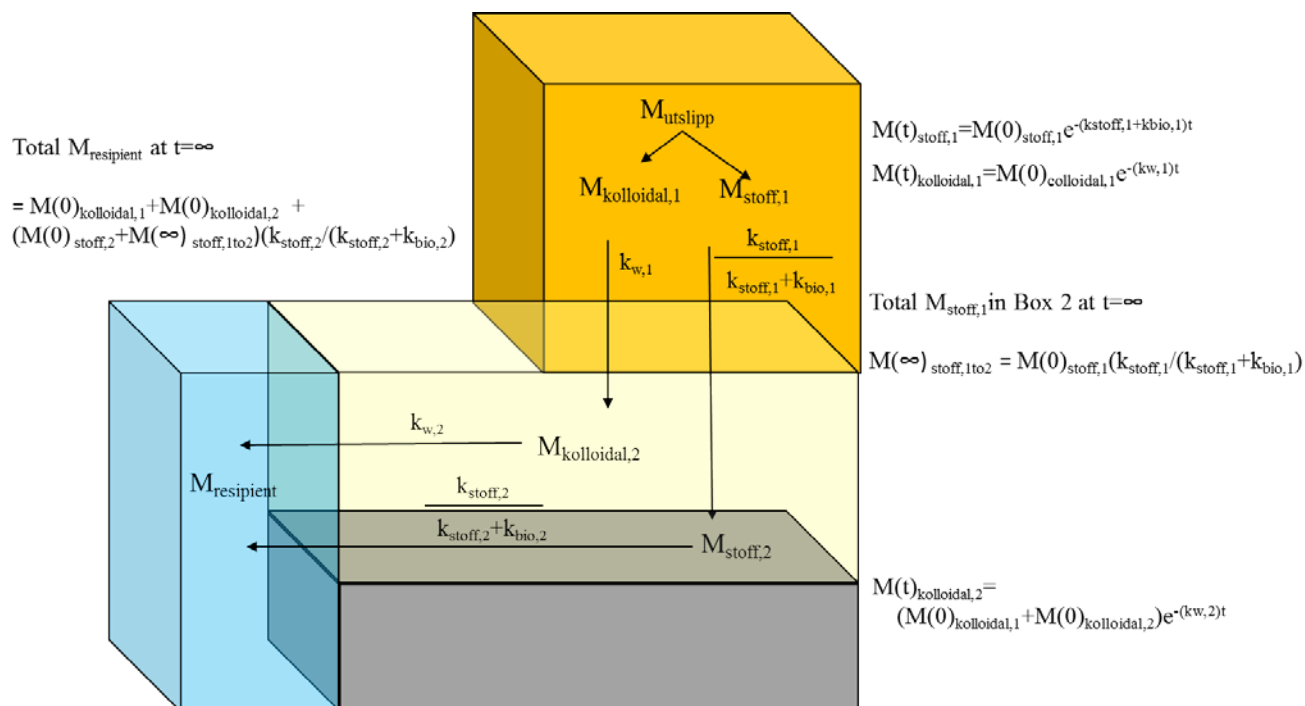
Oppbyggingen av det nye modellverktøyet er vist i Figur 6. Det matematiske grunnlaget for boksmodellen er vist i Figur 7 og beskrevet i vedlegg D. Dersom forurensningen er kolloidalt bundet, vil den bevege seg like fort som vannet transporteres. For forurensning løst i vannfasen, vil sorpsjon føre til en forsinket transport til resipienten.

4.3 Inputparametere

Tabell 3 gir en oversikt over hvilke parametere som benyttes til beregningene i boksmodellen, i tillegg til konsentrasjoner av miljøgifter i jord. Merk at enkelte parametere må legges inn, mens de fleste er sjablongverdier som er valgt konservativt slik at spredningen er høy så lenge ingen stedspesifikk parameter er lagt inn i de påfølgende trinn i spredningsvurderingen (se kapittel 3).



Figur 6 Skjematisk fremstilling av en boksmodell for vurdering av spredning og transport fra et område med forurensset grunn.



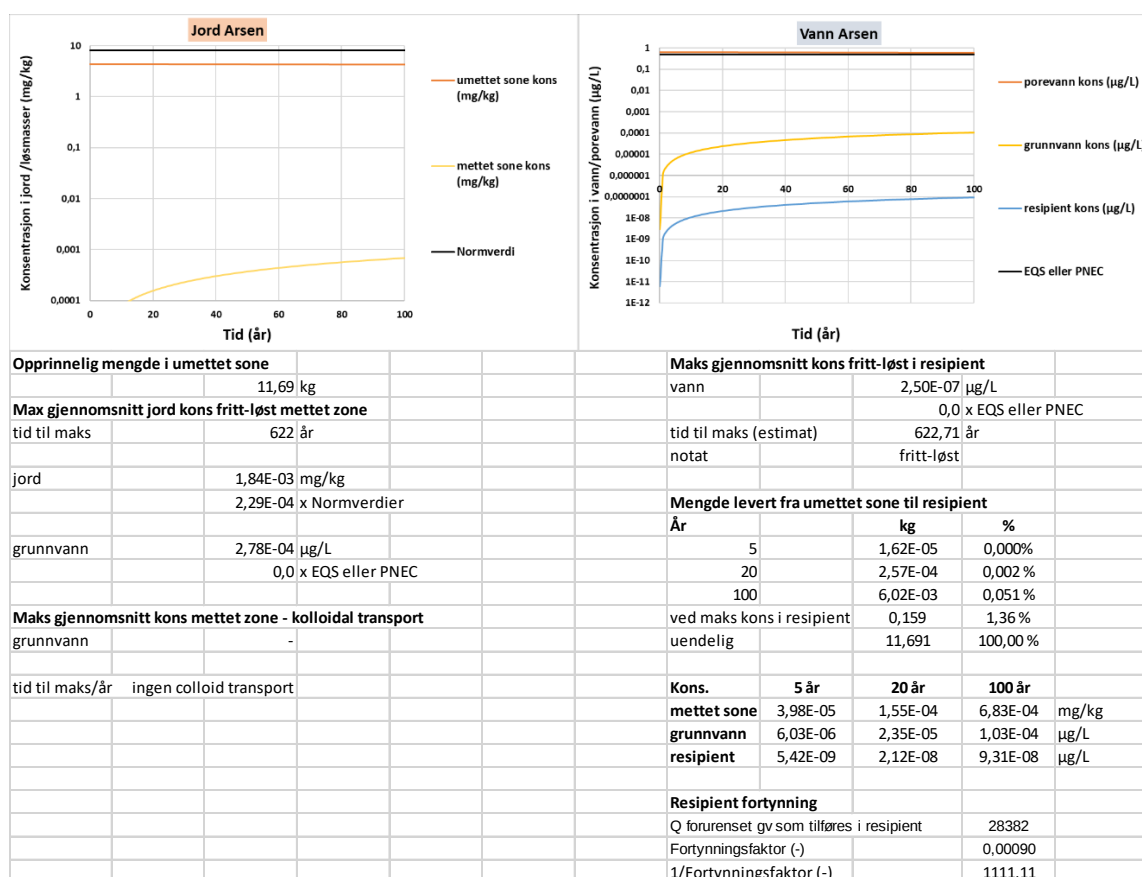
Figur 7 Matematisk grunnlag for boksmodellen som er basert på overføringsrate fra boks til boks, sorpsjon og oppholdstid. En del av forurensningen transporteres bundet til kolloider.

Tabell 3 Oversikt over inputparametere i boksmodellen og konservative sjablongverdier. Parametere som er obligatorisk for trinn 1 i tillegg til jordkonsentrasjoner er uthevet i rød.

UMETTET SONE – GENERELLE PARAMETERE		
Grunnleggende jordparametere	Sjablong-verdi	Begrunnelse
f_{oc} (-)	0,01	Vanlig verdi i mineralsk jord på 1 % TOC
Bulkdensitet jord, ρ_{jord} [kg/dm ³]	1,7	Vanlig bulk tetthet for mineralsk jord som sand/grus
Effektiv porøsitet, ϵ	0,4	Øvre grense for mineralske masser
Vannfylt porevolum i umettet sone (m ³ /m ³)	0,2	Halvparten av porevolumet er konservativt (høy)
Generelle områdeparametere	Sjablong-verdi	Begrunnelse
Lengde forurensingsoverflate i grunnvannsretning (m)	50	Standard areal for akseptabel spredning = 10 000 m ²
Bredde forurensingsoverflate på tvers av grunnvannsretning (m)	50	Standard areal for akseptabel spredning = 10 000 m ²
Dybde/mektighet av forurensningen (m)	4	Konservativt, stor mektighet av forurensningen
Nedbør (mm/år)	1 500	Konservativt, høy verdi for sentrale strøk på østlandet
Fraksjon av nedbør som infiltrerer	0,8	Maksimumverdi for grus uten evapotranspirasjon
METTET SONE – GENERELLE PARAMETERE		
Grunnleggende jordparametere	Sjablong-verdi	Begrunnelse
f_{oc} (-)	0,002	Akvifer av sand har veldig lavt TOC-innhold: 0,2 %
Bulkdensitet til løsmasser, ρ_{jord} [kg/l]	1,7	Vanlig bulk tetthet for sand
Effektiv porøsitet, ϵ	0,40	Øvre grense for sand/grus masser
Generelle områdeparametere grunnvann	Sjablong-verdi	Begrunnelse
Hydraulisk konduktivitet k (m/s)	10 ⁻⁴	
Gradient dh/dl (m/m)	0,03	
Strømningshastighet (m/år)	237	Beregnes: Sand $K = 10^{-4}$ m/s, gradient 0,03 og porøsitet 0,40
Blandingsdybde (m)	5	Konservativ lav verdi, reduserer fortynning
Lengde akvifer = lengde forurenset areal i grunnvannsretning + avstand til resipient (m)	50	Lik lengde forurenset området, konservativ kort akvifer
RESIPIENT GENERELLE PARAMETERE		
Grunnleggende jord parametere	Sjablong-verdi	Begrunnelse
Års volum i resipient (m ³)	5 000 000	En bekk/liten elv som gir flow 160 L/s
Oppholdstid i resipient (år)	1	
Påvirket vannvolum (m ³ /år)	5 000 000	Beregnes: Årsvolum i resipient/Oppholdstid i resipient

4.4 Resultater

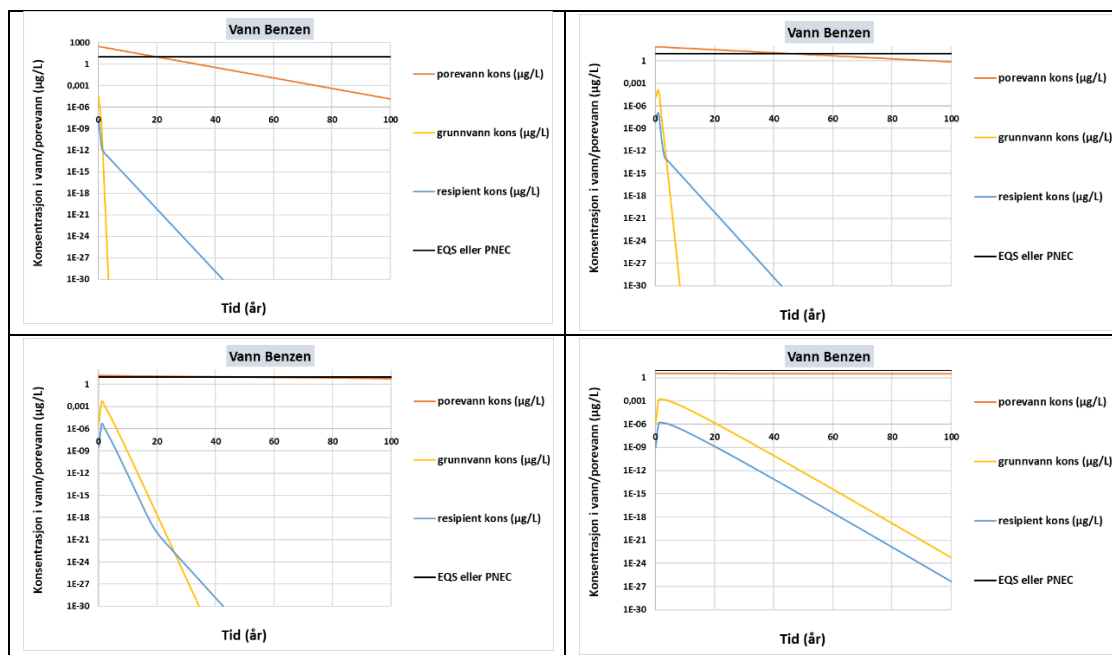
Boksmodellen beregner utvikling av forurensningskonsentrasjoner i umettet og mettet sone, både i jord og vann (Figur 8). I tillegg kan tid til maksimumkonsentrasjon estimeres, samt mengde forurensning som tilføres resipient. Forurensningsbidraget (i form av konsentrasjon) til resipienten vil også kunne estimeres. Eksempler er vist i Vedlegg C.



Figur 8 Eksempel på resultater fra beregninger ved hjelp av den nye boksmodellen (As i eksempel 1, vedlegg C).

4.4.1 Effekt av K_d -verdien

Fordelingskoeffisienten (K_d -verdien) mellom jord og porevann / grunnvann har en avgjørende betydning for spredning av forurensningen. Ved en identisk konsentrasjon i grunnen vil K_d -verdien styre hvor raskt forurensningen sprer seg og dermed også hvor høy konsentrasjonen i grunnvannet og resipienten kan bli. Dette er eksemplifisert i Figur 9, med konsentrasjonen i vann for benzen ved spredning fra en industritomt (eksempel 1, vedlegg C), der K_d -verdien endres fra standardverdi på 1,3 til 5, 25 eller 100.



Figur 9 Effekt av K_d -verdien på spredningen av forurensing i vannfasen. Eksempel for benzen (eksempel 1, vedlegg C) og respektive K_d -verdier på 1,3 (øverst til venstre), 5 (øverst til høyre), 25 (nederst til venstre) og 100 (nederst til høyre).

5 Vurdering av usikkerhet

Vurdering av forurensningsspredning er beheftet med flere usikkerhetsmomenter. Det gjelder alle trinn fra skrivebordundersøkelsen, planlegging og gjennomføring av feltundersøkelser, laboratorieanalyser og modellberegningene. Generelt vil usikkerheten gå ned jo mer relevant informasjon man innhenter om en lokalitet. I det følgende vurderes de viktigste usikkerhetsmomenter i hvert trinn av spredningsvurderingen:

5.1 Skrivebordundersøkelse

De største usikkerhetene er knyttet til hvor mye data man klarer å innhente om lokalitetens historikk, hvilke typer forurensning man forventer å påtreffe på lokaliteten og om alle potensielle spredningsveier er tatt hensyn til. Informasjon om historikk er ofte avhengig av tilgjengelig tid og ressurser i et prosjekt og i hvilken grad en oppdragsgiver eller lokale myndigheter kan bidra. Usikkerheten rundt type forurensning reduseres i stor grad ved å velge et bredt analyseprogram og ha tilstrekkelig antall prøvepunkter

5.2 Feltundersøkelser og laboratorieanalyser

Det er knyttet størst usikkerhet til om prøvetakingen er representativ, både med hensyn til antall prøver, plassering av disse og hvordan prøvene tas ut i felt. Utvalg av representative prøver til analyse ut ifra type jordart og dybde i prøveprofilen er beheftet med stor

usikkerhet. For å minimere usikkerheten i felt må man ha gjennomført en grundig skrivebordundersøkelse og det må benyttes kompetent personell i felt, som har forståelse for kvartærgeologi og hvordan representative prøver skal tas. Det er en fordel om feltpersonell har gjennomført bransjekurs om prøvetaking, som omhandler prøvetakingsstrategi, metodikk og praktisk gjennomføring.

I forbindelse med kjemiske laboratorieanalyser tas det ut meget små delprøver for kjemisk analyse og homogenitet i materialet som leveres til laboratoriet er beheftet med betydelig større usikkerhet enn den kjemiske analysen. Usikkerheten i selve analysen oppgis normalt av analyselaboratoriet ved oversendelse av analyserapport. Når det gjelder geotekniske laboratorieanalyser gjelder tilsvarende: den største usikkerheten ligger i uttak av prøven og at denne er representativ for massene som skal testes i laboratoriet.

5.3 Modellberegning

I boksmodellen gjøres en del nødvendige forenklinger for at modellen skal være lett anvendelig. Bruken av bare tre bokser gjør det ikke mulig å modellere de reelle feltforholdene i detalj. I prinsippet kan denne usikkerheten reduseres ved å velge gjennomsnittsverdier for de ulike parameterne. Dette kan imidlertid medføre at for eksempel foretrukne spredningsveier ikke kommer frem i parametervalget og spredningen undervurderes betydelig. I den presenterte modellen har fokuset vært å unngå at forurensningstransporten undervurderes. Derfor har konservative verdier blitt valgt som inngangsparametere. Dette kan gi betydelig større estimert spredning og høyere konsentrasjoner enn det som er reelt under feltforhold. Gjennom en trinnvis tilnærming legger den foreslåtte metodikken opp til å redusere denne usikkerheten ved ytterligere informasjon om lokaliteten, supplerende feltundersøkelser og laboratorieanalyser.

En gjennomgang av nøkkelparameterne som inngår i modellen viser at følgende parametere har en avgjørende innvirkning på modellresultatene:

Tid siden forurensningen oppsto har stor innvirkning på utviklingen av konsentrasjonen i grunnvannet og resipienten. Forurensningen har sjelden oppstått på et bestemt tidspunkt og er vanligvis et resultat av aktiviteter på lokaliteten over flere (10-talls) år. Dermed blir det vanskelig å tolke spredningskurvene fra modellverktøyet i forhold til forventet nå-situasjon. For å redusere denne usikkerheten gir modellen muligheten til å legge inn direkte måleresultater fra grunnvannsbrønner på lokaliteten. Dette fører til at det tar kortere tid før de beregnede maksimumskonsentrasjonene i modellen nås.

Fordelingskoeffisienten mellom jord og porevann (Kd) påvirker forurensningstransport i stor grad. Litteraturverdier ligger til grunn for modellen, mens det presenteres metoder hvordan denne parameteren kan bestemmes for gjeldende stedsspesifikke feltforhold, og dermed redusere usikkerheten.

Infiltrasjon i umettet sone har stor påvirkning på mengde vann og forurensning som tilføres grunnvannet og vil være styrt av jordart og overflatedekket (tett dekke, vegetasjon). Snøsmelting kan føre til en betydelig infiltrasjon som ikke påvirkes av evapotranspirasjon. Stedsspesifikk informasjon om lokaliteten vil redusere usikkerheten relatert til infiltrasjon.

Grunnvannshastighet og nedbørsfelt vil først og fremst ha en avgjørende innvirkning på forurensningskonsentrasjon i grunnvannet og resipienten, gjennom oppholdstid i akviferen. Dette påvirker ikke total mengde forurensning som tilføres resipienten. Grunnvannshastigheten vil være avhengig av hydraulisk ledningsevne i jordartene og om det er foretrukne spredningsveier ved lokaliteten. En god skriveborduundersøkelse og løsmassebeskrivelse i felt, eventuelt supplert med laboratorieforsøk, vil redusere denne usikkerheten. Det er liten usikkerheten tilknyttet nedbørsfelt om man innhenter steds-spesifikke data som er tilgjengelige på internett.

Vannføring i resipienten er i mange tilfeller varierende gjennom året og vanskelig å bestemme nøyaktig i en mindre resipient som ikke inngår i et nasjonalt overvåkingsprogram, slik en del større elver gjør. Vannføringen vil først og fremst styre fortynningen av forurensningen som tilføres med grunnvannet. I noen tilfeller kan det være utfordrende å komme opp med gode, representative tall for vannføring, for eksempel i en innsjø, havn eller fjord. Det er avgjørende for spredningsvurderingen at valgene man tar begrunnes godt og på faglig bakgrunn.

Andre kilder som påvirker samme resipient, både naturlige og andre forurensningskilder, vil påvirke resultatene i spredningsvurderingen. Modellen definerer derfor spesifikt lokalitetens bidrag til resipienten og tar ikke hensyn til andre bidrag.

6 Oppsummering av foreslått fremgangsmåte for spredningsvurdering

Miljødirektoratet ønsker grunnlag til å bedre veiledningsmaterialet for å vurdere spredning fra et område med forurenset grunn gjennom porevann/grunnvann og foretrukne spredningsveier som grøfter og rørtraseer. Til å oppnå dette målet har det i denne rapporten blitt utarbeidet en ny metodikk som baserer seg på følgende prinsipper:

- I tillegg til konsentrasjon i ulike medier (jord, porevann, grunnvann og resipient) vurderes også mengde forurensning som spres som en funksjon av tid. Dette forutsetter massebalanse beregning som tar utgangspunkt i mengde forurensning på lokaliteten som skal vurderes. Noe som krever informasjon om utbredelse av forurensningen både som areal og dybde.
- Det beregnes bidraget fra lokaliteten til forurensningsbelastning av resipienten. Dette gjør det mulig å vurdere ulike kilder til forurensning i resipienten i forhold til hverandre.

Det er foreslått en 3-trinns tilnærming som har likhetstrekk med eksisterende risikoveileder for forurenset sediment (M-409) forurenset sediment (M-409) og ny veileder for vurdering av risiko av menneskers helse ved forurenset grunn (M-2170). Trinnene sammenfattes som følger:

- Trinn 1: Normverdibetraktning basert på forurensningsnivået i jordprøver, gjeldende areal og "standard spredning" forhåndsdefinert av den nye spredningsmodellen (boksmodell).
- Trinn 2: Boksmodell-beregning for å bestemme spredning med et definert sett av stedsspesifikke data om lokaliteten, og informasjon om den lokale hydrogeologien.
- Trinn 3: Supplerende spredningsundersøkelser og eventuelt strømningsmodellering, med fokus på de mest kritiske parameterne som fremkommer i trinn 2 av spredningsvurderingen.

Spredningsvurderingen skal innledningsvis være konservativt, dvs. at spredningen skal overvurderes i første trinnet der det ikke foreligger stedsspesifikke data. Ved å supplere med flere stedsspesifikke parameter og lokale målinger bør en oppnå et mere realistisk bilde av potensiell spredning og bidraget av forurensning til resipienten.

Med utgangspunkt i denne trinnvise tilnærmingen, er det utarbeidet et verktøy for å beregne spredningen. Verktøyet er basert på et boksmodell konsept som består av tre bokser:

1. Umettet sone der forurensningen ligger.
2. Mettet sone der grunnvannet transporterer forurensningen til resipienten.
3. Resipienten som får tilført forurensningen.

Hver boks antas å være homogen og forurensningen overføres fra boks til boks med en spesifikk hastighet som styres av hydrologiske og fysisk/kjemisk forhold. Boksmodellen tar hensyn til mengden forurensning som finnes i kilden og sorpsjon / desorpsjon, samt fortykning på vei til resipienten.. Der det foreligger tilstrekkelig dokumentasjon kan transport av kolloidal bundet forurensning, som beveger seg like fort som grunnvannet, kan anvendes i verktøyet. Dette gjelder også effekten av biologisk nedbrytning som kan inkluderes i modellberegningene.

Modellen beregner spredning av forurensning over tid og estimerer maksimums-konsentrasjon i ulike medier, samt tiden det tar til disse konsentrasjonene nås. Mengde forurensning som spres over tid defineres også, og dette kan knyttets til bidraget en forurenset lokalitet har til belastningen av resipienten.

Anvendelse av modellen på tre eksempler viser at spredningen av forurensning styres sterkt av sorpsjon (K_d) samt grunnvannstransport hastighet.

7 Referanser

SFT (2009) Veilederen "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn". TA-2553/2009

Miljødirektoratet (2015b) Risikovurdering av forurenset sediment. M-409/2015

M-2169 | 2021, Grunnlagsrapport - Nye foreslåtte normverdier og tilstandsklasser for forurenset grunn. NGI rapport 20200490-01-R. datert 2021-12-10

M-2170 | 2021, Grunnlagsrapport - Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurenset grunn. NGI rapport 20200490-02-R. datert 2021-12-10.

M-2171 | 2021, Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurenset grunn. Excel regneark, datert 2021-12-10.

M-2173 | 2021, Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn. Excel regneark, datert 2021-12-10

Norsk Standard (2006) NS-ISO 10381-5: Veiledning for framgangsmåte for undersøkelse av grunnforurensning på urbane og industrielle lokaliteter.

Vannforskriften (2015) Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013 – revidert 2015.

Vedlegg A

SJABLONGVERDIER FOR SPREDNINGSMODELLEN

Innhold

A1	Innledning	2
A2	Sjablongverdier for spredningsmodellen	2
A2.1	Boks 1 – umettet sone	2
A2.2	Boks 2 – mettet sone	3
A2.3	Boks 3 – resipient	4
A2.4	Stoffspesifikke egenskaper	4

A1 Innledning

I dette vedlegget gis en oversikt over sjablongverdiene som ligger til grunn for en spredningsvurdering i Trinn 1 ved hjelp av boksmodellen. Verdiene er valgt konservative slik at spredning overestimeres, så lenge stedsspesifikke verdier ikke legges inn. I Trinn 2 og 3 erstattes enkelte av disse verdiene med stedsspesifikke data. Sjablongverdiene er delt inn etter modellens oppbygning, med verdier som inngår i Boks 1 – umettet sone, Boks 2 – mettet sone og Boks 3 – resipient.

A2 Sjablongverdier for spredningsmodellen

A2.1 Boks 1 – umettet sone

	Sjablongverdi
f_{oc} = fraksjon av organisk karbon (-)	0,01
Er satt til vanlig innhold i mineralske jordarter som ikke er matjord (1 % TOC) Måles (se Vedlegg B2.2).	

	Sjablongverdi
Bulketthet (kg/L)	1,7
Vanlig tetthet for mineralske løsmasser som sand og grus med porøsitet ~0,4. Kan måles (se Vedlegg B3.4).	

	Sjablongverdi
Effektiv porøsitet, ϵ (-)	0,4
Vanlig porøsitet for mineralske jordmasser som sand og grus.	

	Sjablongverdi
Vannfraksjon i umettet sone (-)	0,2
Satt til halvparten av porøsitet. Vanlig for sandige masser.	

	Sjablongverdi
Lengde av forurensning i grunnvannsretning (m)	50
Grunnlaget for akseptabel spredning er et areal på 50 x 50 m.	

	Sjablongverdi
Lengde av forurensning på tvers av grunnvannsretning (m)	50
Grunnlaget for akseptabel spredning er et areal på 50 x 50 m.	

	Sjablongverdi
Dybde til grunnvann (m)	4
Konservativt anslag på vertikal utbredelse av forurensningen. Bestemmes ved logging av dybde til vannspeil i grunnvannsbrønner (se Vedlegg B, kapittel B3.5).	

	Sjablongverdi
Nedbør (mm/år)	1 500
Gjennomsnittlig årsnedbør for Norge. Lokale verdier hentes fra nærmeste meteorologiske målestasjon eller logges av lokal værstasjon (se Vedlegg B3.1).	

	Sjablongverdi
Fraksjon av nedbør som infiltreres	0,8
Største infiltrasjonsfaktor som gjelder for grus og sand uten å ta hensyn til evapotranspirasjon. Spesifikk for ulike typer overflater eller masser i øverste jordlag (se Vedlegg B3.2).	

A2.2 Boks 2 – mettet sone

	Sjablongverdi
Strømningshastighet grunnvannet (m/år)	237
Satt til hydraulisk konduktivitet for grus $K = 10^{-4}$ m/s, en gradient på 0,03 (m/m) og porøsitet på 0,4. Beregnes med bakgrunn i parametere målt i felt eller laboratorieforsøk (se Vedlegg B3.7).	

	Sjablongverdi
Blandingsdybde (m)	5
Konservativt anslag, styres av nedbørsfelt og grunnvannsforhold. Kan måles med grunnvannsbrønner.	

	Sjablongverdi
Lengde akvifer (m)	50
Satt likt lengde av forurensningen i grunnvannsretningen, det vil si at lokaliteten ligger direkte inntil resipienten.	

A2.3 Boks 3 – resipient

	Sjablongverdi
Vannføring i resipient, Q ($m^3/\text{år}$)	5 000 000
Vannføringen tilsvarer en bekk med vannføring 160 l/s (=lav vannføring i Frognerbekken). Kan estimeres gjennom digitale verktøy eller måles i felt (se Vedlegg B3.8).	

	Sjablongverdi
Oppholdstid i resipient (år)	Elv / bekk = 1 Innsjø > 1 Fjord = 0,02
Er avhengig av resipientvolum og gjennomstrømning per år. I en fjord er utskifting stor og estimert til 1 uke (0,02 år) jf. M-409 risikoveileder for forurenset sediment.	

A2.4 Stoffspesifikke egenskaper

	Sjablongverdi
K_{oc} = fordelingskoeffisient mellom organisk karbon og vann	Stoffspesifikk, se regneark for modellen
Hentes fra litteraturen, M-2169 I 2021 gir en oversikt over data brukt.	

	Sjablongverdi
K_d = fordelingskoeffisient mellom jord og porevann (L/kg)	Stoffspesifikk, se regneark for modellen
Bestemmes basert på konsentrasjon i jord og konsentrasjon i porevann (se Vedlegg B3.3). M-2169 I 2021 gir en oversikt over standard verdier i modellen.	

	Sjablongverdi
Fraksjon kolloidbundet forurensning (-)	0
Satt til 0 % av totalinnhold av forurensning i jord. Kan være aktuell for metaller og organiske forb. med $K_{oc} > 4$. Måles stedsspesifikt (se Vedlegg B3.11).	

Vedlegg B

METODER FOR Å BESTEMME KRITISKE PARAMETERE

Innhold

B1	Innledning	2
B2	Trinn 1	2
B2.1	Totalkonsentrasjoner i jord	2
B2.2	Fraksjon av organisk materiale i jord (f_{oc})	2
B2.3	Forurensset areal i grunnvannsretning	2
B3	Trinn 2	3
B3.1	Nedbør	3
B3.2	Fraksjon av nedbør som infiltreres	3
B3.3	Porevannskonsentrasjoner og K_d	4
B3.4	Korndensitet, bulketthet og porøsitet	7
B3.5	Hydraulisk konduktivitet	8
B3.6	Dybde til grunnvann og grunnvannsgradient	10
B3.7	Grunnvannshastighet	11
B3.8	Vannføring i resipient	11
B3.9	Konsentrasjoner i grunnvann	12
B3.10	Konsentrasjoner i resipient	12
B3.11	Transport med kolloider	13
B4	Trinn 3	13
B4.1	Nedbrytning	13
B4.2	Dedikerte modellverktøy	14
B5	Referanser	15

B1 Innledning

Dette vedlegget gir grunnleggende beskrivelser av metoder og referanser til standarder for tester som er sentrale i en spredningsvurdering trinn 1, 2 og 3.

B2 Trinn 1

B2.1 Totalkonsentrasjoner i jord

Totalkonsentrasjoner av prioriterte miljøgifter og eventuelt andre relevante stoffer bestemmes iht. TA-2553 og ISO 10381-5. Konsentrasjonene legges inn i modellen som mg/kg tørrstoff. Kjemiske analyser skal utføres ved etablerte laboratorier og, så langt det lar seg gjøre, ved bruk av akkrediterte analysemetoder.

B2.2 Fraksjon av organisk materiale i jord (f_{OC})

Innhold av organisk materiale er en parameter som kan benyttes til å beregne fordelingskoeffisienter (K_d -verdier) for organiske forbindelser i jord. Høyt innhold av organisk materiale vil gi større grad av sorpsjon (høy K_d) og dermed holde tilbake hydrofobe organiske miljøgifter i jorda.

Innhold av organisk materiale i jord kan bestemmes gjennom en analyse av totalt organisk karbon (TOC). Vanligvis bestemmes TOC som differansen mellom totalt karbon, ved glødetap, og innhold av uorganisk karbon. I jord kan TOC bestemmes iht. ISO 10694:1995.

TOC omregnes til fraksjonen - f_{OC} (likning B.1) og legges inn i boksmodellen.

$$f_{OC} = \frac{\% TOC}{100} \quad (B.1)$$

B2.3 Forurensset areal i grunnvannsretning

For å gjøre en spredningsberegning, må arealet til det forurensede området defineres. Areal kan beregnes med kartverktøy i Grunnforurensningsdatabasen, eller en rekke andre programvarer og digitale kartverk.

Det forurensede arealet bestemmes som et produkt av lengden og bredden av forurensningen i grunnvannsretning. Lengde og bredde (i m) legges inn i modellen.

Grunnvannsretning bestemmes av nedbørsfelt, dreneringsmønster og topografi.

B3 Trinn 2

B3.1 Nedbør

Mengden nedbør som faller på et område med forurensset grunn er med på å avgjøre hvor store mengder vann som vil tilføres umettet sone og som dermed vil kunne bidra til å mobilisere forurensning til grunnvann.

Stedsspesifikke nedbørsdata kan hentes ut fra ulike digitale databaser, som for eksempel Grunnforurensningsdatabasen, eller logges over tid med en lokal værstasjon. Gjennomsnittlig årsnedbør (i mm/år) legges inn i modellen.

B3.2 Fraksjon av nedbør som infiltreres

Infiltrasjon er en parameter som beskriver hvor mye av nedbørsvannet som vil infiltrere i bakken og hvor mye som vil renne av på overflaten eller fordampe. Permeable masser, som grus og sand, vil ha en høyere infiltrasjonsfaktor enn mindre permeable dekker som asfalt og betong. I tillegg bidrar vegetasjon til å redusere infiltrasjon gjennom evapotranspirasjon.

Miljødirektoratets M-293/2015 (COWI, 2015) inneholder en sammenstilling av avrenningsfaktorer for ulike typer overflater. Det er tatt utgangspunkt i disse avrenningsfaktorene og antatt at infiltrasjon kan beskrives som den resterende fraksjonen (Likning B.2). For overflater med vegetasjon korrigeres den beregnede infiltrasjonsfaktoren for evapotranspirasjon (grunnvann.no) og dermed en reduksjon av beregnet infiltrasjonsfaktor. Avrenningsfaktorer fra M-293/2015 og beregnede infiltrasjonsfaktorer er vist Tabell 1.

$$\text{Infiltrasjonsfaktor} = 1 - \text{Avrenningsfaktor} \quad (\text{B.2})$$

Tabell 1 Infiltrasjonsfaktorer for ulike typer masser og dekker

Massetype/dekke	Avrenningsfaktor (M-293/2015)	Infiltrasjonsfaktor (likning B.2)
Betong	0,8	0,2
Asfalt	0,8	0,2
Grus og sand	0,2	0,8
Skogsområder	0,2	0,5*
Jord med rik vegetasjon og jordbruksområder	0,1	0,5*

*Korrigert for evapotranspirasjon

B3.3 Porevannkonsentrasjoner og K_d

Fordelingskoeffisienten mellom porevann og jord, K_d , er en parameter som har stor innvirkning på en spredningsberegning. K_d beskriver hvor mye av et stoff (som er til stede i jorda) som vil løses ut i porevann, og dermed være tilgjengelig for transport i grunnen:

$$K_d = \frac{C_{jord}}{C_{porevann}} \quad (B.3)$$

Totalkonsentrasjoner i jord (C_{jord}) bestemmes i Trinn 1, men for å gjøre en stedsspesifikk beregning av K_d , må også konsentrasjoner i porevann måles ($C_{porevann}$). K_d for organiske miljøgifter kan også bestemmes som et produkt av fordelingskoeffisienten mellom vann og organisk karbon (K_{oc}), hentet fra litteraturen og fraksjonen av organisk karbon i jorda (f_{oc}), som vist i likning B.4.

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc} \quad (B.4)$$

Konsentrasjoner i porevann kan bestemmes på en rekke ulike måter, blant annet ved hjelp av utlekkingstester på prøver fra umettet sone, porevann samlet inn med lysimetre i umettet sone eller med passive prøvetakere i mettet sone. Porevannskonsentrasjonen i både mettet og umettet sone legges inn i $\mu\text{g/L}$. K_d beregnes automatisk i modellen.

Det er ofte store usikkerhetsfaktorer knyttet til K_d , ettersom denne koeffisienten er jordartsspesifikk. Det vil kunne være store variasjoner innenfor en lokalitet dersom jordartene / løsmassene er heterogene. For områder med heterogene masser må det beregnes en K_d for hver løsmasstype og en skal alltid velge den laveste målte verdien for å unngå underestimering av spredningspotensialet.

B3.3.1 Utlekkingstest

Utlekkingstester måler utlekking av miljøgifter fra jordprøver (fast stoff) som følger av kontakt med vann. Konsentrasjoner i utlekket vann (eluat) fra jordprøver kan brukes som et estimat på porevannskonsentrasjon. Testene kan gjøres på prøver som allerede er samlet inn i forbindelse med en miljøteknisk grunnundersøkelse iht. TA-2553 og ISO 10381-5. Det gjøres utlekkingstest på hver type jordart / løsmasse på lokaliteten. Den jordarten / løsmassetypen som gir lavest K_d -verdi skal velges som representativ for lokaliteten.

En ristetest er en enkel form for utlekkingstest som er egnet til å estimere porevannskonsentrasjoner for uorganiske miljøgifter i umettet sone. Ristetsten kan utføres i henhold til NS-EN 12457 *Utlekking-samsvarsprøve av utlekking av granulært avfalls-*

materiale og slam. I denne testen ristes granulært prøvemateriale i 24 timer med ionebyttet vann i et væske-/tørrestoff-forhold på 10 ($L/S = 10$, dvs. 10 liter vann per kilo faststoff). Etter 24 timer tas det prøve av vannfasen (eluatet) som filtreres (0,45 μm filter) før analyse av uorganiske miljøgifter.

Det er også mulig å bestemme organiske miljøgifter i eluat fra en ristetest, men det finnes per dags dato ingen etablert standard for en slik test. Problemet er ofte at konsentrasjonen av hydrofobe organiske forbindelser er lav i vann sammenlignet med jord, og at analysemetodene derfor ikke nødvendigvis vil kunne påvise det som i felt vil frigjøres fra jord til vannfasen. I en utlekkingstest er det også viktig at det er den løste fraksjonen som måles (jf. filtrering før analyse for uorganiske miljøgifter), men filtrering av eluatet kan være problematisk på grunn av retensjon / sorpsjon av organiske miljøgifter i filteret.

Det anbefales derfor at ristetest for å bestemme organiske miljøgifter gjøres med passive prøvetakere i vannfasen. Jord, passiv prøvetaker og vann, ristes da over et tidsrom som er tilpasset prøvetakingstiden for den passive prøvetakeren som benyttes (se kapittel B.3.4.3 for mer informasjon om passive prøvetakere). Miljøgifter ekstraheres så fra den passive prøvetakeren og relateres til konsentrasjonen i vannfasen gjennom kjente opptaksrater / fordelingskoeffisienter. Metoden er blant annet beskrevet i Jonker et al. (2018), Enell et al. (2016), Morin et al. (2015), Arp et al. (2014) og Hawthorne et al. (2009).

En ristetest representerer et "worst case scenario" for utlekking, hvor mengden vann som passerer igjennom prøven er ti ganger større enn selve prøvematerialet, og er derfor et konservativt estimat for porevannskonsentrasjon.

B3.3.2 Lysimeter

Et lysimeter er en metode for å samle porevann *in situ* (i felt) fra umettet jord. Oppsamlet porevann kan deretter analyseres for innhold av relevante forbindelser. Dette er en metode som er velegnet til å bestemme innhold av både uorganiske og organiske miljøgifter i porevann fra umettet sone.

Lysimeteret plasseres i umettet sone og dekkes til med jord. Et undertrykk i lysimeteret gjør at porevann suges opp og fraktes via en slange til en beholder som samler porevannet på overflaten. Det påpekes at det kan være utfordrende å samle store nok mengder porevann med lysimeter til å gjøre omfattende analyser. Spesielt for organiske forbindelser, som krever relativt store prøvemengder. Mengden porevann som samles fra umettet sone vil variere med nedbør under prøvetakingstiden.

Lysimeter samler både porevann og kolloider. Porevannsprøver må derfor filtreres (0,45 μm) før analyse. Mengde kolloider i porevann og innhold av miljøgifter i disse kan undersøkes ved å bestemme mengde partikler i filtratet, samt gjøre kjemiske analyser på disse partiklene.

B3.3.3 Passive prøvetakere

Passive prøvetakere kan brukes til å måle konsentrasjoner av tungmetaller og organiske miljøgifter i grunnvann og resipient, eller til å estimere porevannkonsentrasjoner av organiske miljøgifter ved hjelp av en ristetest.

En passiv prøvetaker måler en tidsintegrert konsentrasjon over hele eller deler av perioden prøvetakeren er satt ut, og er derfor ikke like følsom for episodiske hendelser som vanlig stikkprøvetaking. Avhengig av prøvetakeren kan prøvetakingsperioden være fra ett døgn til flere måneder. Passive prøvetakere sorberer forbindelser fra vannet over tid. Disse forbindelsene kan ekstraheres og kvantifiseres gjennom en laboratorieanalyse. Målte konsentrasjoner i prøvetaker kan så relateres til en vannkonsentrasjon gjennom spesifikke opptaksrater eller fordelingskoeffisienter. Det påpekes at passive prøvetakere kun måler fritt løste forbindelser, og kan derfor ikke si noe om mengden kolloidbundet forurensning.

Passive prøvetakere er en vel utprøvd og godt dokumentert metode til å bestemme konsentrasjoner i vann under mettede forhold (grunnvann, resipient, ristetest). Metoden er per dags dato lite utprøvd for umettet sone. Flere typer passive prøvetakere krever mettede forhold. Såkalte likevektsprøvetakere vil kunne fungere i et umettet miljø, men prøvetakingstiden kan bli svært lang for å oppnå likevekt.

Det er viktig å være bevisst på fordeler og ulemper med bruk av ulike passive prøvetakere. Dersom de ikke brukes under riktige betingelser, vil ikke kvaliteten på resultatene som produseres være tilfredsstillende. Det anbefales alltid å gjøre parallelle målinger for å kunne si noe om variasjonen i resultatene som produseres.

Passive prøvetakere for metaller

For (tung)metaller finnes det en rekke ulike alternativer til passive prøvetakere, som for eksempel DGT, Chemcatcher, og Sorbisense. Peijnenburg et al (2014) gir en god oversikt over ulike typer samt fordeler og ulemper. Majoriteten av disse er av typen "infinite sink," som betyr at prøvetakeren akkumulerer en analytt over hele prøvetakingsperioden med spesifikke opptaksrater. Prøvetakingstiden er gjerne definert av tiden prøvetakeren er i den lineære opptaksfasen. Hvor lenge den lineære opptaksfasen varer bestemmes i stor grad av konsentrasjonen i vannet det måles i – høy konsentrasjon (for eksempel i porevann) gir kort opptakstid. Gjennom mengden analytt i prøvetakeren, prøvetakingstid og opptakratene kan en tilbakeberegne konsentrasjonen i vannfasen. Ikke alle slike prøvetakere har kjente opptaksrater og det lar seg derfor ikke gjøre å beregne konsentrasjon i vannfasen, med mindre en har en måte å måle / estimere hvor mye vann prøvetakeren har vært i kontakt med.

Dersom en ønsker å bruke en "infinite sink" passiv prøvetaker til å måle metaller i vann, må en velge en prøvetaker som gjør det mulig å tilbakeberegne til en konkret vannkonsentrasjon. For enkelte "infinite sink" prøvetakere er det også viktig å dokumentere bakgrunnskonsentrasjonen av tungmetallet som måles i prøvetakeren ved å analysere såkalte "blankprøver".

Passive prøvetakere for organiske miljøgifter

Det finnes en rekke ulike passive prøvetakere for organiske miljøgifter. Det skilles mellom passive prøvetakere til å måle hydrofobe- og hydrofile organiske miljøgifter. Lydy et al (2014) gir en god oversikt over ulike typer samt fordeler og ulemper.

Hydrofobe organiske miljøgifter, som for eksempel polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyl (PCB) og dioksiner, kan måles med en polymerbasert prøvetaker, som for eksempel polyoxymetylen (POM) og polyetylen (PE), eller med en silikonbasert prøvetaker. Disse prøvetakerne er såkalte likevektsprøvetakere, hvor analytten absorberes i prøvetakeren inntil en likevekt mellom vannfasen og prøvetakeren er oppnådd. Bruk av slike prøvetakere forutsetter at fordelingskoeffisienten mellom vann og prøvetakeren ved likevekt er kjent for det aktuelle analytten ($K_{\text{passiv prøvetaker}}$) og at likevekt oppnås i løpet av prøvetakingstiden. Dersom en ikke kjenner til hvor lang tid som kreves for å oppnå likevekt, må det dokumenteres eksperimentelt at prøvetakeren har oppnådd likevekt ved endt prøvetakingstid. Ved å bestemme konsentrasjonen i prøvetakeren ($C_{\text{passiv prøvetaker}}$) kan vannkonsentrasjon beregnes med følgende likning:

$$C_{\text{vann}} = \frac{C_{\text{passiv prøvetaker}}}{K_{\text{passiv prøvetaker}}} \quad (\text{B.5})$$

Passive prøvetakere for polare, organiske forbindelser er mindre brukt, men det finnes ulike alternativer som for eksempel Chemcatcher, POCIS og Sorbisense. I likhet med prøvetakerne for metaller er flere av disse såkalte "infinite sink" prøvetakere. Imidlertid vil opptaksraten være påvirket av den stedsspesifikke vannkjemien. Derfor må prøvetakeren kalibreres for lokale forhold, noe som kompliserer rutinemessig bruk.

B3.4 Korndensitet, bulketthet og porøsitet

Korndensiteten, ρ_s , er tettheten (kg/dm^3) av kornene i et materiale ekskludert porøsitet. Bestemmelse av korndensitet gjennomføres ved hjelp av et pyknometer etter metode standardisert i ISO 17892-3:2004. Korndensiteten varierer imidlertid lite for mineralske jordarter, og en mye brukt verdi er $2,65 \text{ kg/dm}^3$.

Bulketthet, ρ_b , er tettheten (kg/dm^3) til både korn og luft i et materiale, og bestemmes iht. standard ISO 17892-2:2014.

Porøsiteten er et mål for hvor stor andel av et materiale som består av porer og kan kalkuleres med følgende likning:

$$n = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \quad (\text{B.6})$$

Porøsitet legges inn i boksmodellen som en parameter uten benevnning.

B3.5 Hydraulisk konduktivitet

Hydraulisk konduktivitet (k) er en nøkkelparameter for å beskrive tidsaspektet for transport av forurenset vann i mettet sone. k er definert som vannets hastighet gjennom et materiale ved en gradient på 1 og oppgis i m/s (eller m/år). Hydraulisk konduktivitet inngår i beregning av grunnvannshastighet (kapittel B3.8).

Hydraulisk konduktivitet for ulike typer masser er godt dokumentert og er oppsummert i Tabell 2. Det er verdt å merke seg at det er relativt stort spenn (to størrelsesordener) innenfor hver massetype, så det anbefales at det gjøres stedsspesifikke tester. Hydraulisk konduktivitet kan bestemmes stedsspesifikt gjennom indirekte beregninger med kornfordeling (kapittel B3.6.1), eller ved målinger i laboratorium eller felt (kapittel B3.6.2).

Tabell 2 Mettet hydraulisk konduktivitet for ulike massetyper (Freeze and Cherry, 1979).

Massetype	k (m/s)
Grus*	$10^{-3} - 10^{-1}$
Sand	$10^{-6} - 10^{-3}$
Silt	$10^{-9} - 10^{-6}$
Leire	$10^{-12} - 10^{-9}$

*Denne verdien kan også anvendes som konservativt anslag for fyllmasser

B3.5.1 Indirekte beregninger med kornfordeling

Fordelingen av kornstørrelser i et materiale bestemmer materialets hydrauliske konduktivitet. Normalt vil for eksempel et materiale med høyt leirinnhold (korn $< 2 \mu\text{m}$) gi lav hydraulisk konduktivitet.

Resultatene fra en kornfordelingskurve gir informasjon om hvor stor andel av kornene som er under en viss diameter, f. eks. d_{10} og d_{60} , hvor d_{10} er kornstørrelsen når 10 % av de fineste partiklene er siktet ut og d_{60} er kornstørrelsen når 60 % av de fineste partiklene er siktet ut. Graderingstallet, C_U (d_{60}/d_{10}) er et mål for kornfordelingskurvens helning. Materialet betegnes som ensgradert hvis C_U er lavt (< 6) og velgradert hvis det er høyt (> 15) (NGF, 2011).

Tabell 3 gir en oversikt over testmetoder for kornfordeling, bruksområde og standarder.

Tabell 3 Testmetoder for kornfordeling

Test	Bruksområde	Standardisert testmetode
Tørresikt, våtsikt	Separasjon med standard sikt for grovere fraksjoner (>0,63 µm)	ISO 3310-1, ISO 3310-2
Falling drop analyse	Bestemmelse av finfraksjon (<0,63 µm).	Internmetode Norges Geotekniske Institutt (NGI)

Det finnes en rekke empiriske formler for å beregne hydraulisk konduktivitet basert på resultatene fra en kornfordelingsanalyse (d_{10} , d_{60} og C_U), som for eksempel: Gustafson (1986), Hazen (1911), Kozeny-Carman (Chapuis og Aubertin, 2003), Kozeny-Carman modified (Mbonimpa, 2002) og Navfac DM7 (1974). Metodene har ulike begrensninger og anbefalte bruksområder.

B3.5.2 Direkte målinger i laboratorium og felt

Det kan gjøres en stedsspesifikk bestemmelse av hydraulisk konduktivitet fra permeabilitet målt på prøver i laboratoriet, eller ved direkte målinger i felt med en ringtest / slugtest. Metodene er beskrevet i Tabell 4.

Permeabiliteten (K) er definert som evnen et porøst materiale har til å transportere væske eller gass, og har enheten m^2 eller Darcy ($Da = 10^{-12} m^2$). Hydraulisk konduktivitet for vann kan beregnes direkte fra den målte permeabiliteten med følgende formel:

$$k = \frac{\rho g K}{\mu} \approx 1.1 \cdot 10^7 K \quad (B.7)$$

der ρ er tettheten (kg/m^3) til væsken som transporteres, g er gravitasjonskonstanten (m/s^2), μ er viskositeten ($Pa \cdot s$) til væsken og K er permeabiliteten (m^2).

Tabell 4 Oversikt over metoder for måling av hydraulisk konduktivitet i laboratorium (permeameter, ødometer, triaks) eller i felt (slugtest, ringtest).

Test	Bruksområde	Standardisert testmetode
<i>Permeameter</i>	Bestemmelse av permeabilitet i sylinder. Ikke egnet for finkornet materiale med høyt finstoffinnhold. Hydraulisk konduktivitet beregnes direkte fra permeabilitet.	ISO 17892-11:2004
<i>Ødometertest</i>	Bestemmelse av permeabilitet i ødometercelle. Egnet for finkornet materiale. Hydraulisk konduktivitet beregnes direkte fra permeabilitet.	ISO 17892-6:2004
<i>Triaks</i>	Bestemmelse av permeabilitet i triakscelle. Ikke egnet for grovkornet materiale. Hydraulisk konduktivitet beregnes direkte fra permeabilitet.	ISO 17892-8:2004 og ISO 17892-9:2004
<i>Slugtest / Hvorslev-test</i>	Hydraulisk konduktivitet beregnes om en funksjon av tiden det tar for grunnvannstand å reetableres etter at vann tilsettes eller pumpes ut av en grunnvannsbrønn.	ASTM D4044

B3.6 Dybde til grunnvann og grunnvannsgradient

Dybde til grunnvann er viktig for en spredningsberegning, fordi denne parameteren bestemmer dybden av umettet sone, og dermed også indirekte det totale antatte volumet av forurensede jordmasser som kan mobilisere forurensning til grunnvann.

Dybde til grunnvann kan bestemmes stedsspesifikk ved å bore grunnvannsbrønner og logge grunnvannstand i brønnene over en periode. Grunnvannsdybde vil variere med årstidene og episodiske hendelser som nedbør / tørke og snøsmelting. Grunnvannstand kan logges ved flere manuelle registreringer over tid eller automatisk med en sensor som måler endring i trykk ved en bestemt dybde.

Dybde til grunnvann vil variere med topografien og en vil derfor kunne registrere en varierende dybde til grunnvann i brønner som er satt i et område med fall i terrenget. Forskjellen i grunnvannskoter (kotehøyde for grunnvannsspeilet) mellom to brønner beskriver grunnvannsgradienten (hydraulisk gradient) mellom de to brønnene, som kan beregnes med følgende likning:

$$i = \frac{h_2 - h_1}{l} \quad (\text{B.8})$$

der h_1 er dybde til grunnvann i brønn 1, h_2 dybde i brønn to, og l avstanden mellom de to brønnene.

B3.7 Grunnvannshastighet

Grunnvannshastigheten, v_p , er med å bestemme hvor raskt en forbindelse blir transportert med grunnvannet. Grunnvannshastigheten mellom to punkter kan bestemmes ved hjelp av Darcys lov (Likning B.9, Hillel, 2004) med stedsspesifikke data om mettet hydraulisk konduktivitet i massene (k , se kapittel B3.4), porøsitet og grunnvannsgradienten (i , se kapittel B3.5) i det aktuelle området. Grunnvannshastigheten legges inn som m/år i boksmodellen.

$$v_p = k \frac{i}{n} \quad (\text{B.9})$$

Eksempler på grunnvannshastighet ved ulik hydraulisk konduktivitet (k) og en gradient på 0,03 vises i Tabell 5

Tabell 5 Grunnvannshastighet ved ulik hydraulisk konduktivitet

Hydraulisk konduktivitet (k)		Gradient (i)	Darcy hastighet	Porøsitet (n)	Grunnvanns hastighet
m/s	m/y	m/m	m/yr	m ³ /m ³	m/yr
1,00E-02	3,15E+05	0,03	9,46E+03	0,4	23652
1,00E-03	3,15E+04	0,03	9,46E+02	0,4	2365
1,00E-04	3,15E+03	0,03	9,46E+01	0,4	237
1,00E-05	3,15E+02	0,03	9,46E+00	0,4	24
1,00E-06	3,15E+01	0,03	9,46E-01	0,4	2,4
1,00E-07	3,15E+00	0,03	9,46E-02	0,4	0,24
1,00E-08	3,15E-01	0,03	9,46E-03	0,4	0,024
1,00E-09	3,15E-02	0,03	9,46E-04	0,4	0,0024

B3.8 Vannføring i resipient

Vannføring i resipient beskriver hvilke mengder vann som passerer gjennom resipient over en bestemt tid. Vannføringen er avgjørende for graden av fortynning som skjer når forurenset grunnvann blandes med vann i resipient.

Vannføring i resipient kan enten estimeres basert på omfang av nedbørsfelt, eller måles i felt. For større vassdrag kan man finne reelle måledata for vannføring på internett.

Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) har en digital database (NEVINA), som gir gjennomsnittlig vannføring i små og store vassdrag (bekker, elver og innsjøer) basert

på nedbørsfeltdata. Dette er et estimat som tar utgangspunkt i det totale arealet til nedbørsfeltet og gjennomsnittlig årsnedbør. Vannføringen i et vassdrag er da summen av den totale mengden nedbør som faller på hele nedbørsfeltet i løpet av et år, minus for-damping og andre relevante faktorer.

Vannføringen i en bekk eller elv kan måles ved hjelp av et flowmeter. Et flowmeter måler hastigheten til vannstrømmen. Vannføringen kan da bestemmes som produktet av arealet av tverrsnittet til bekken / elva og strømningshastigheten.

Vannføringen legges inn som $\text{m}^3/\text{år}$ i boksmodellen.

B3.9 Konsentrasjoner i grunnvann

Konsentrasjoner av miljøgifter i grunnvann kan bestemmes gjennom prøvetaking av grunnvannsbrønner. Bestemmelse av metaller gjøres da som standard vannanalyser på prøver som er filtrerte ($0,45 \mu\text{m}$), mens analyse av organiske parametere gjøres på ufiltrerte prøver. Konsentrasjoner i grunnvann vil variere med årstidene, nedbørsmengder og episodiske hendelser som snøsmelting. For å fange opp naturlige variasjoner anbefales det å ta flere prøver over tid, eller bruke metoder som gir tidsintegrerte konsentrasjoner. Passive prøvetakere er en godt egnet metode for å måle tidsintegrerte konsentrasjoner i grunnvann (se kapittel B3.4.3).

Konsentrasjoner i grunnvann legges inn som $\mu\text{g/L}$ i boksmodellen.

B3.10 Konsentrasjoner i resipient

Konsentrasjoner av miljøgifter i resipient kan bestemmes gjennom prøvetaking og analyse av vann fra resipient. Konsentrasjoner i resipient vil variere med årstidene, nedbørsmengder og episodiske hendelser som snøsmelting. For å fange opp naturlige variasjoner anbefales det å ta flere prøver over tid, eller bruke metoder som gir tidsintegrerte konsentrasjoner. Passive prøvetakere er en godt egnet metode for å måle tidsintegrerte konsentrasjoner i resipient (se kapittel B3.4.3).

Dersom resipient er en bekk eller en elv, anbefales det å gjøre målinger både oppstrøms og nedstrøms for området hvor grunnvann blandes inn i resipient. Analyser nedstrøms vil gi et bilde av vannkvaliteten i resipient etter tilførsel av miljøgifter fra den forurensede lokaliteten. Til sammenligning vil analyser oppstrøms vise hvilken vannkvalitet det er i resipient før tilførsel av forurensning fra samme lokalitet.

Hvis resipient er en innsjø eller en fjord, er det viktig å ta prøver av vann som er i umiddelbar nærhet av der forurensset grunnvann når ut til resipient.

B3.11 Transport med kolloider

Miljøgifter som er sterkt bundet til små partikler (kolloider) vil kunne få en økt transport dersom kolloidene er mobile i grunnen.

Hvor stor andel miljøgifter som transporteres med kolloider kan undersøkes, enten ved å gjøre en kolonnetest eller ved å bruke et lysimeter (kapittel B3.4.2). Eluat fra kolonnen, eller oppsamlet porevann fra lysimeter filtreres da for partikler ($0,45\ \mu\text{m}$). Miljøgifter i filtrert / ufiltrert prøve og partiklene på filteret bestemmes så gjennom egnede analyser.

B4 Trinn 3

B4.1 Nedbrytning

Enkelte organiske forbindelser, som for eksempel alifater (mineralolje), aromater (BTEX – benzen, toluen, etylbensen, xylene) og klorerte løsemidler, vil kunne brytes ned gjennom mikrobielle oksidasjons- eller reduksjonsprosesser i grunnen. Dette krever tilstedeværelse av mikrobielle samfunn og tilstrekkelige mengder elektronakseptorer (O_2 , NO_3^- , Fe^{3+} , Mn^{4+} , SO_4^{2-}), eller elektrondonorer.

For at nedbrytning skal kunne inkluderes i en spredningsvurdering, skal det først bevises at nedbrytning foregår på lokaliteten. Dette gjøres normalt gjennom feltundersøkelser og analyser som bekrefter 3 viktige forutsetninger (kapittel 7, Wiedemeier et al., 1999):

1. Trender i analysedata viser at forurensningens utbredelse ("plume") har stabilisert seg over tid og / eller at mengden forurensning har blitt redusert over tid.
2. Analysedata viser at de geokjemiske forholdene legger til rette for nedbrytning og at nedbrytning har skjedd. Dette kan bekreftes gjennom analysedata som viser at:
 - a. Elektronakseptorer og –donorer forbrukes.
 - b. Konsentrasjonen av biprodukter fra nedbrytningen øker.
 - c. Konsentrasjonen av hovedforurensningen avtar.
 - d. Konsentrasjonen av nedbrytningsprodukter øker.
3. Mikrobiologiske undersøkelser som viser at nødvendige mikrobielle samfunn for nedbrytning er til stede.

Dersom det kan bekreftes at nedbrytning finner sted, skal det gjøres laboratorieforsøk for å bestemme stedsspesifikke nedbrytningsrater. Nedbrytningsratene kan bestemmes som 1. ordens kinetiske rater (k_1) og legges direkte inn i bokmodellen med enhet d^{-1} .

Naturlig nedbrytning av hydrokarboner og klorerte løsemidler og relaterte prosesser er beskrevet i detalj i Wiedemeier et al. (1999).

B4.2 Dedikerte modellverktøy

Verktøyet for spredningsvurdering som beskrives i denne rapporten er en boksmodell, som gir en relativt forenklet tilnærming til geokjemiske og hydrogeologiske prosesser.

For å gjøre beregninger av porevannskonsentrasjoner som følger av mer avanserte geokjemiske prosesser, som for eksempel inkluderer løselighetsberegninger, sorpsjon og redoks-kjemi, kan en benytte geokjemiske modelleringsverktøy. Slike verktøy vil kunne gi mer realistiske og mindre konservative vurderinger av hvilke mengder og former av miljøgifter som er tilgjengelig for transport og hvordan dette endres over tid. Eksempler på mye brukte modeller er Visual Minteq og PhreeqC.

For mer avanserte beregninger av de hydrogeologiske prosessene som styrer transport av forurensning i mettet og umettet sone, kan det benyttes dedikerte modeller. Slike modeller vil kunne gi realistiske og mindre konservative beregninger av den hydrogeologiske transporten. Eksempler på mye brukte modeller er Modflow og SEEP/W.

B5 Referanser

- Arp, H. P., Lundstedt, S., Josefsson, S., Cornelissen, G., Enell, A., Allard, A. S. & Kleja, D. B. (2014). Native Oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in Historically Contaminated Soils from Sweden, Belgium, and France: Their Soil-Porewater Partitioning Behavior, Bioaccumulation in *Enchytraeus crypticus*, and Bioavailability. *Environ. Sci. Technol.*, 48, 11187–11195
- Chapuis, R.P., & Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3): 616-628.
- COWI (2015). Gjennomgang av avrenningsfaktorer. M-293/2015 Miljødirektoratet, datert 2015-01-12.
- Enell, A., Lundstedt, S., Arp, H. P., Josefsson, S., Cornelissen, G., Wik, O. & Kleja, D. B. (2016). Combining Leaching and Passive Sampling to Measure the Mobility and Distribution between Porewater, DOC, and Colloids of Native Oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in Historically Contaminated Soil. *Environ. Sci. Technol.*, 50, 11797–11805.
- Freeze R.A, and Cherry J.A. (1979) Groundwater. Prentice-Hall, New Jersey, 604 p.
- Gustafson, G. (1986) Geohydrologiska förundersökningar i berg. Bakgrund–metodik–användning. Stiftelsen Bergteknisk Forskning BeFo, 84:1/86, Stockholm
- Hawthorne, S. B., Miller, D. J. & Grabanski, C. B. (2009). Measuring Low Picogram Per Liter Concentrations of Freely Dissolved Polychlorinated Biphenyls in Sediment Pore Water Using Passive Sampling with Polyoxymethylene. *Anal. Chem.*, 81, 9472–9480.
- Hazen, A. (1911). Discussion of dams on sand foundations, Transactions, American Society of Civil Engineers, 73: 199–203.
- Hillel, D. (2004). Introduction to Environmental Soil Physics. Elsevier Academic Press.
- Jonker, M. T. et al. (2018). Advancing the Use of Passive Sampling in Risk Assessment and Management of Sediments Contaminated with Hydrophobic Organic Chemicals: Results of an International Ex Situ Passive Sampling Interlaboratory Comparison. *Environ. Sci. Technol.*
- Lydy MJ, Landrum PF, Oen AMP, Allinson M, Smedes F, Harwood AD, Li H, Maruya KH, & Liu J (2014) Passive Sampling Methods for Contaminated Sediments: State of the Science for Organic Contaminants. *Integr Environ Assess Manag* 10, pp. 167–178
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20(3): 235-259.
- Morin, N., Arp, H. P. & Hale, S. (2015). Bisphenol A in Solid Waste Materials, Leachate Water, Air Particles from Norwegian Waste-Handling Facilities: Presence and Partitioning Behavior. *Environ. Sci. Technol.*, 49 (13), pp 7675–7683
- NAVFAC DM7. (1974). Design manual – soil mechanics, foundations, & earth structures. US. Government Printing Office, Washington, D.C.
- NGF (2011). Veiledning for symboler og definisjoner I geoteknikk. Identifisering og klassifisering av jord. Melding nr. 2, utgitt 1982, revidert 2011. Norsk Geoteknisk Forening.
- Peijnenburg WJGM, Teasdale PR, Reible D, Mondon J, Bennett WW & Campbell PGC (2014) Passive Sampling Methods for Contaminated Sediments: State of the Science for Metals. *Integr Environ Assess Manag* 10, pp. 179–196
- Wiedemeier, T. H. et al. (1999). Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface. John Wiley & Sons Inc.

Vedlegg C

BAKGRUNNSDATA TIL EKSEMPLENE

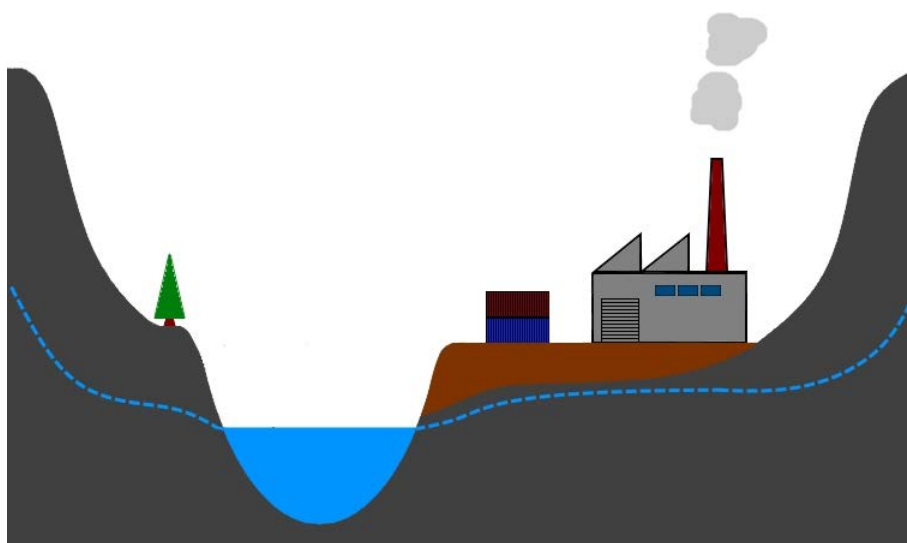
Innhold

C1	Eksempel 1: Industritomt langs elv	2
C1.1	Situasjonsbeskrivelse	2
C1.2	Spredningsberegning med ny boksmode	3
C2	Eksempel 2: Industri på øy i stor elv	5
C2.1	Situasjonsbeskrivelse	5
C2.2	Spredningsberegning med ny boksmode	6
C3	Eksempel 3: Verft ved fjord	8
C3.1	Situasjonsbeskrivelse	8
C3.2	Spredningsberegning med ny boksmode	9

C1 Eksempel 1: Industritomt langs elv

C1.1 Situasjonsbeskrivelse

Industriområde med beliggenhet langs en elv (Figur 1).



Figur 1 Skjematisk fremstilling av eksempel 1

Tabell 1 Oversikt over utvalgte forurensningsdata og stoffdata brukt i spredningsvurderingene (tilstandsklassene er angitt med farge).

Forbindelse	Antall prøver*	Gjennomsnitts kons. (mg/kg)	Maksimums kons. (mg/kg)	K _d
Arsen	65	4,33	62	6 607
Bly	84	134	2720	35 481
ΣPCB ₇	30	0,326	2,2	3 211**
Benzen	10	0,395	3,9	1,3**

* Prøver under rapporteringsgrenser er ikke tatt med

** f_{OC} = 0,01 (tall fra litteratur når innhold av TOC er 1 %)

C1.2 Spredningsberegning med ny boksmodell

C1.2.1 Inputparametere

Tabell 2 Oversikt over transportparameter Eksempel 1, ny spredningsmodell.

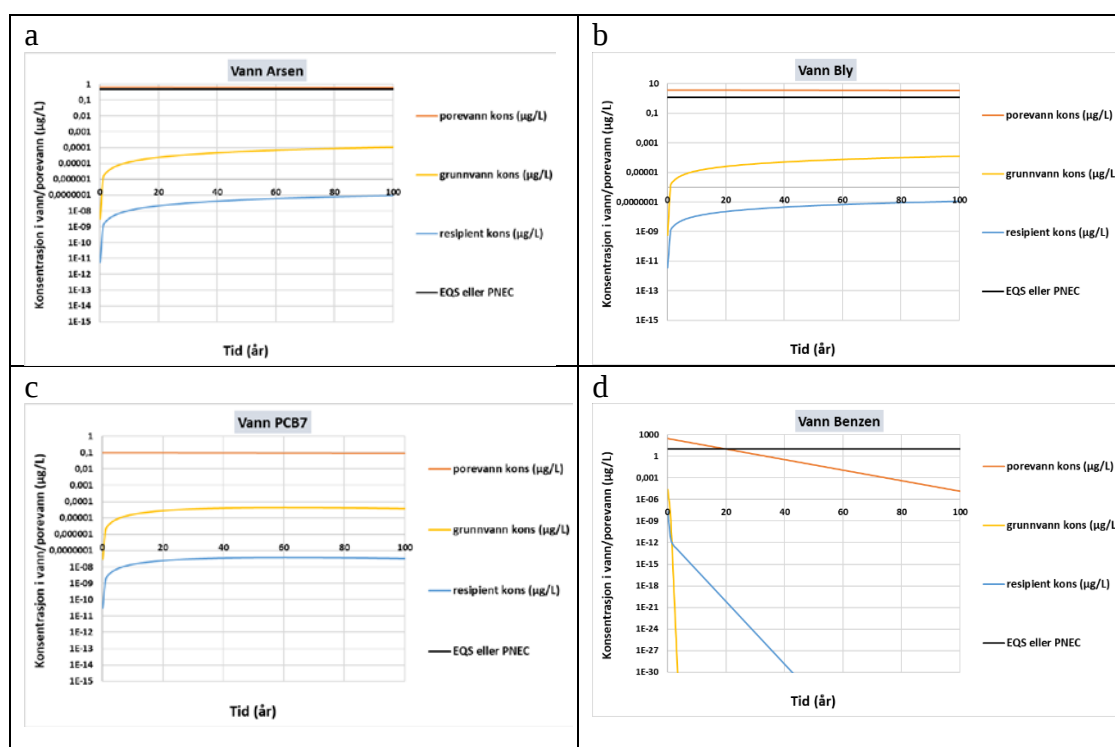
Parametere		Enhet	Standard verdi	Anvendt verdi
Boks 1	Umettet sone			
	Fraksjon organisk karbon f_{oc}	-	0,01	0,01
	Bulktetthet	kg/L	1,7	1,8
	Effektiv porøsitet	m^3/m^3	0,40	0,41
	Vannfylt porevolum i umettet sone	m^3/m^3	0,20	0,076
	Lengde av forurensning i grunnvannsretning	m	50	50
	Bredde av forurensning på tvers av grunnvannsretning	m	50	30
	Dybde/mektighet av forurensningen	m	4	1
	Nedbør	mm/år	1500	834
	Fraksjon av nedbør med infiltrasjon	-	0,8	0,5
Boks 2	Grunnvann			
	Fraksjon organisk karbon f_{oc}	-	0,002	0,002
	Bulktetthet	kg/L	1,7	1,8
	Effektiv porøsitet	m^3/m^3	0,40	0,41
	Hydraulisk konduktivitet K	m/s	1×10^{-4}	1×10^{-3}
	Gradient dh/dl	m/m	0,03	0,03
	Strømningshastighet	m/år	237	2308
	Blandingsdybde	m	5	1
	Lengde akvifer = avstand til resipient	m	50	50
Boks 3	Resipient			
	Vannføring i resipient	$m^3/år$	5 000 000	31 536 000
	Oppholdstid i resipient	år	1	1
	Vannvolum som påvirkes	m^3	5 000 000	31 536 000

* Standard verdi i *Stoff* arket for tungmetaller og organiske miljøgifter med $\log K_{oc} > 4$

C1.2.2 Resultater

Tabell 3 Konsentrasjon i grunnvann og resipient Eksempel 1, ny spredningsmodell basert på gjennomsnitts konsentrasjonen i grunnen.

Forbindelse	Total mengde spredd 100 år (kg)	Grunnvann	Resipient			Mengde tilført ved maks kons (kg)
		Maks kons (mg/L)	Tid til maks (år)	Maks bidrag (mg/L)	Maks/AA-EQS	
Arsen	6×10^{-3}	$2,8 \times 10^{-7}$	623	$2,5 \times 10^{-10}$	5×10^{-7}	0,16
Bly	7×10^{-3}	$1,6 \times 10^{-6}$	3300	$1,4 \times 10^{-9}$	$1,2 \times 10^{-6}$	4,9
Σ PCB ₇	5×10^{-3}	$4,3 \times 10^{-8}$	62	$3,9 \times 10^{-11}$	-	0,003
Benzen	1,1	$7,6 \times 10^{-5}$	1,1	$6,8 \times 10^{-8}$	6×10^{-6}	0,18

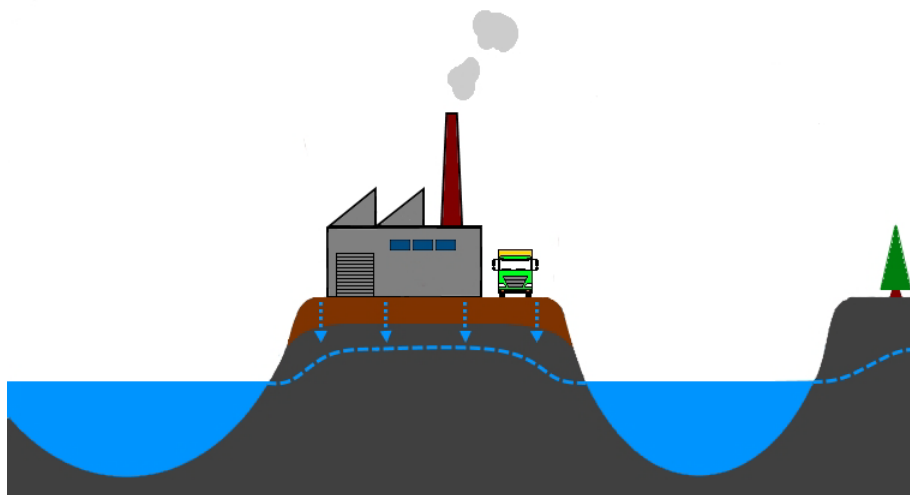


Figur 2 Endring av porevanns, grunnvanns- og resipientkonsentrasjon over tid for a) Arsen; b) Bly; c) Σ PCB₇; d) Benzen

C2 Eksempel 2: Industri på øy i stor elv

C2.1 Situasjonsbeskrivelse

Industriområde som ligger på en øy midt i en større elv (Figur 3).



Figur 3 Skjematisk fremstilling av eksempel 2

Tabell 4 Oversikt over utvalgte forurensningsdata og stoffdata brukt i spredningsvurderingene (tilstandsklassene er angitt med farge).

Forbindelse	Antall prøver*	Gjennomsnitts kons. (mg/kg)	Maksimums kons. (mg/kg)	K _d
Krom VI	5	1,67	2,87	30
Pentaklorfenol	4	0,019	0,044	34**
ΣPAH ₁₆	15	1,88	9,4	589**
Pyren	3	0,27	1,28	589**

* Prøver under rapporteringsgrenser er ikke tatt med

** f_{OC} = 0,01 (tall fra litteratur når innhold av TOC er 1 %)

C2.2 Spredningsberegning med ny boksmode

C2.2.1 Inputparametere

Tabell 5 Oversikt over transportparametere Eksempel 2, ny spredningsmodell.

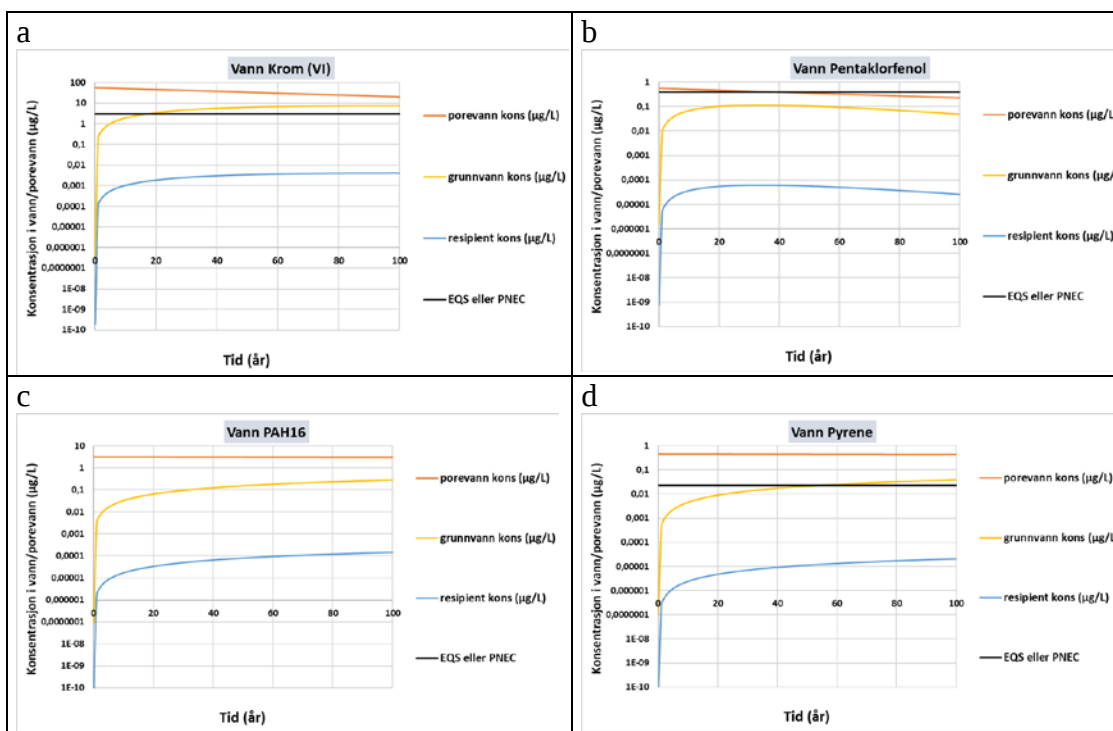
Parametere		Enhet	Standard verdi	Anvendt verdi
Boks 1	Umettet sone			
	Fraksjon organisk karbon f_{oc}	-	0,01	0,01
	Bulketthet	kg/L	1,7	1,6
	Effektiv porøsitet	m^3/m^3	0,40	0,45
	Vannfylt porevolum i umettet sone	m^3/m^3	0,20	0,076
	Lengde av forurensning i grunnvannsretning	m	50	110
	Bredde av forurensning på tvers av grunnvannsretning	m	50	210
	Dybde til grunnvann	m	4	1
	Nedbør	mm/år	1500	975
	Fraksjon av nedbør med infiltrasjon	-	0,8	0,5
Boks 2	Grunnvann			
	Fraksjon organisk karbon f_{oc}	-	0,002	0,002
	Bulketthet	kg/L	1,7	1,6
	Effektive porøsitet	m^3/m^3	0,40	0,45
	Hydraulisk konduktivitet K	m/s	1×10^{-4}	5×10^{-5}
	Gradient dh/dl	m/m	0,03	0,02
	Strømningshastighet	m/år	237	70
	Blandingsdybde	m	5	2,5
	Lengde akvifer = avstand til resipient	m	50	110
Boks 3	Resipient			
	Vannføring i resipient	$m^3/år$	5 000 000	3×10^8
	Oppholdstid i resipient	år	1	1
	Vannvolum som påvirkes	$m^3/år$	5 000 000	3×10^8

* Standard verdi i *Stoff* arket for tungmetaller og organiske miljøgifter med $\log K_{oc} > 4$

C2.2.2 Resultater

Tabell 6 Konsentrasjon i grunnvann og resipient Eksempel 2, ny spredningsmodell basert på gjennomsnitts konsentrasjonen i grunnen.

Forbindelse	Total mengde spredd 100 år (kg)	Grunnvann	Resipient			Mengde tilført ved maks kons (kg)
		Maks kons (mg/)	Tid til maks (år)	Maks kons (mg/)	Maks/ AA-EQS	
Krom VI	17,6	$7,7 \times 10^{-3}$	99	$4,0 \times 10^{-6}$	$1,4 \times 10^{-3}$	17,5
Pentaklorfenol	0,4	$1,1 \times 10^{-4}$	35	$6,0 \times 10^{-8}$	$1,5 \times 10^{-4}$	0,11
ΣPAH_{16}	0,49	$6,8 \times 10^{-4}$	568	$3,6 \times 10^{-7}$	-	10
Pyren	0,07	$9,8 \times 10^{-5}$	568	$5,2 \times 10^{-5}$	$2,2 \times 10^{-3}$	1,5

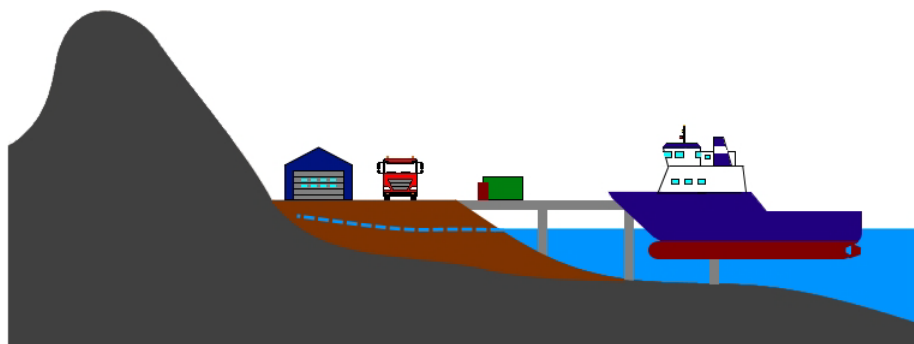


Figur 4 Endring av porevanns-, grunnvanns- og resipientkonsentrasjon over tid for a) Krom VI; b) Pentaklorfenol; c) Σ PAH₁₆; d) Pyren

C3 Eksempel 3: Verft ved fjord

C3.1 Situasjonsbeskrivelse

Et tidligere verftsområde har blitt forurensset av tungmetaller, olje (alifater) og TBT (tributyltinn). Tomten ligger helt i vannkanten og infiltrasjon av nedbør og spredning via grunnvann vurderes som den viktigste spredningsvei til fjorden (Figur 5). Forurensningen er konsentrert i øverste meter av profilet som sammenfaller med den umettede sone (dvs. sammenlignet med gjennomsnittlig havnivå).



Figur 5 Skjematisk fremstilling av eksempel 3

Tabell 7 Oversikt over utvalgte forurensningsdata og stoffdata brukt i spredningsvurderingene.

Forbindelse	Antall prøver	Gjennomsnittskons. (mg/kg)	Maksimumskons. (mg/kg)	K _d
Kobber	15	62,5	373	8934
Sink	15	92,7	512	64000
Alifater >C12-C35	15	714	4 260	1 x 10 ⁷ *
TBT-oksidi	3	4,65	13,8	10,8*

* f_{oc} = 0,01 (tall fra litteratur når innhold av TOC er 1 %)

C3.2 Spredningsberegning med ny boksmode

C3.2.1 Inputparametere

Tabell 8 Oversikt over transportparametere Eksempel 3, ny spredningsmodell.

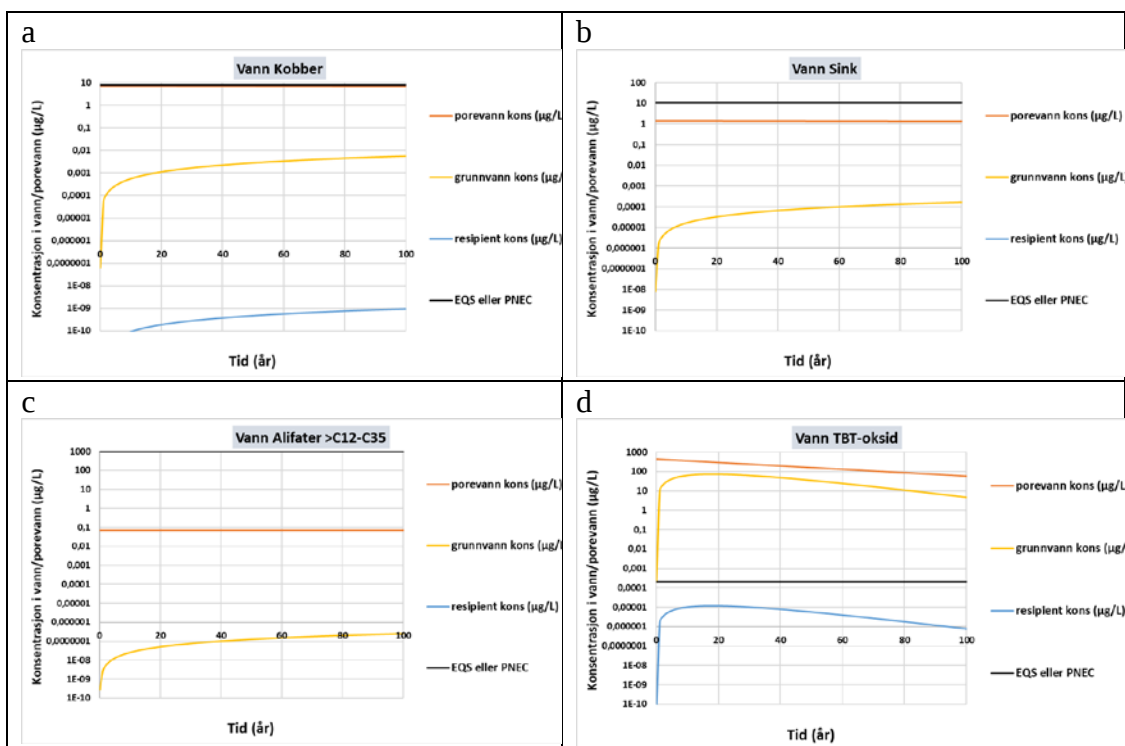
Parametere		Enhet	Standard verdi	Anvendt verdi
Boks 1	Umettet sone			
	Fraksjon organisk karbon f_{oc}	-	0,01	0,01
	Bulketthet	kg/L	1,7	1,7
	Effektiv porøsitet	m^3/m^3	0,40	0,40
	Vannfylt porevolum i umettet sone	m^3/m^3	0,20	0,20
	Lengde av forurensning i grunnvannsretning	m	50	50
	Bredde av forurensning på tvers av grunnvannsretning	m	50	7,34
	Dybde til grunnvann	m	4	1
	Nedbør	mm/år	1500	730
	Fraksjon av nedbør med infiltrasjon	-	0,8	0,5
Boks 2	Grunnvann			
	Fraksjon organisk karbon f_{oc}	-	0,002	0,002
	Bulketthet	kg/L	1,7	1,7
	Effektive porøsitet	m^3/m^3	0,40	0,40
	Hydraulisk konduktivitet K	m/s	1×10^{-4}	1×10^{-5}
	Gradient dh/dl	m/m	0,03	0,03
	Strømningshastighet	m/år	237	23,7
	Blandingsdybde	m	5	3
	Lengde akvifer = avstand til resipient	m	50	50
Boks 3	Resipient			
	Vannføring i resipient	$m^3/år$	5 000 000	500 000
	Oppholdstid i resipient	år	1	0,02
	Vannvolum som påvirkes	$m^3/år$	5 000 000	25×10^6

* Standard verdi i Stoff arket for tungmetaller og organiske miljøgifter med log Koc>4

C3.2.2 Resultater

Tabell 9 Konsentrasjon i grunnvann og resipient Eksempel 3, ny spredningsmodell basert på gjennomsnitts konsentrasjonen i grunnen.

Forbindelse	Total mengde spredd 100 år (kg)	Grunnvann	Resipient			Mengde tilført ved maks kons (kg)
		Maks kons (mg/)	Tid til maks (år)	Maks kons (mg/)	Maks/ AA-EQS	
Kobber	$1,2 \times 10^{-4}$	$8,8 \times 10^{-4}$	44 700	$1,5 \times 10^{-10}$	$1,9 \times 10^{-8}$	11
Sink	$3,4 \times 10^{-6}$	$1,8 \times 10^{-4}$	320 000	$3,0 \times 10^{-11}$	$2,8 \times 10^{-9}$	16
Alifater >C12-C35	$5,4 \times 10^{-9}$	$1,4 \times 10^{-5}$	15×10^6	$2,4 \times 10^{-12}$	$2,4 \times 10^{-12}$	71
TBT-oksid	2,5	$7,3 \times 10^{-2}$	18	$1,2 \times 10^{-8}$	0,06	0,5



Figur 6 Endring av porevanns-, grunnvanns- og resipientkonsentrasjon over tid for a) Kobber; b) Sink; c) Alifater; d) TBT

Vedlegg D

MATEMATISK GRUNNLAG FOR SPREDNINGSMODELL

Innhold

D1 General model description	2
D2 Box 1: Unsaturated Zone	4
D2.1 Hydrogeological modelling	4
D2.2 Contaminant modelling	5
D3 Box 2: Saturated Zone	8
D3.1 Hydrogeological modelling	8
D3.2 Contaminant modelling	9
D4 Box 3: Recipient	13
D4.1 Hydrogeological modelling	13
D4.2 Contaminant Modelling	13

D1 General model description

The soil contaminant leaching model is a "box" model that simulates the spreading of a chemical from the unsaturated soil zone, to the groundwater zone, and ultimately to a water recipient, such as a river, lake, or fjord. The purpose of the model is to anticipate the rate of contaminant spreading into the recipient over time, the mass of contaminant that has been released from a contaminated soil, and therefore also changes in concentration in the three compartments over time. The principle processes that are considered are freely-dissolved contaminant transport, colloidal transport and biodegradation. These boxes should be dimensioned according to the known geographic information about the area of contamination, depth to groundwater, and length to the recipient. Further, the hydrological, hydrogeological and contaminant properties such as sorption can be selected from default values (M-2169 I 2021), or manually provided based on knowledge of the site and contaminant behaviour. An overview of the box model is presented in Figure 1.

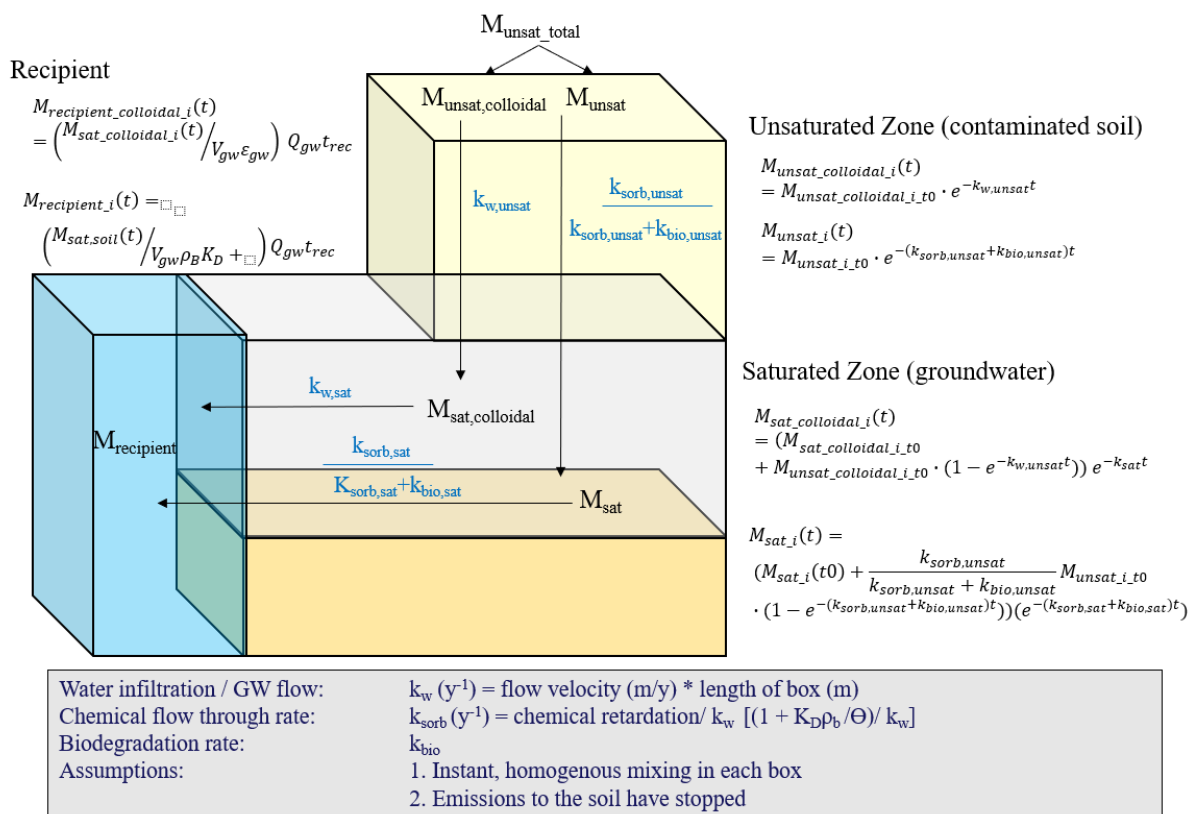


Figure 1. Overall description of the soil contaminant leaching model, where contaminants leach from the unsaturated zone (box 1), to the saturated zone (box 2) to recipient (box 3). Equations and symbols are explained in chapter 2-4.

The model is a mathematically parameterized simplification of reality into different, homogenous boxes. It assumes for instance that the contaminant is "evenly and homogeneously distributed" within a box, and that the transport pathways are consistent and homogenous within the box. Therefore, the model will only give one concentration for the entire unsaturated, saturated and recipient zones, and not reflect the heterogeneity of contaminant distribution, or the spread of contaminant plumes within a box. Therefore, average values are recommended as input, and preferably geometric averages, representative of the entire box; therefore, representative sampling data within the impacted soil and groundwater area is critical.

The model was made with the boundary condition that contaminant mass cannot be added to the system (i.e. current emissions to the soil have stopped or are negligible), and that mass can only be removed through biodegradation or transport out of the recipient. Ultimately the model seeks to predict how long it will take for the contaminant to be removed from the unsaturated zone to negligible levels, if possible. Another assumption within the model is that all mass loss processes can be described using first-order kinetics.

The model calculates the spreading of contaminants from the moment of initial contamination. If a time series of concentrations is available, it is recommended to calibrate the model, so that input from the first data in the time series will match as good as possible with data later in the series, via e.g. Bayesian updating. In this case, the initial timepoint (t_0) would be the time of the earliest data point in the model.

Here the processes modelled in each of the three boxes are described. The model was designed to be implementable in Excel, without the need for running any codes or macros, but relying on fixed equations. This text presents these equations and the theory behind it.

D2 Box 1: Unsaturated Zone

D2.1 Hydrogeological modelling

Table 1 presents the soil and hydrological parameters used in the model, including default values, which are all possible to update with site specific information. Default values are chosen to be conservative and should thus prevent underestimation of potential spreading.

Table 1. Hydrological parameters for the unsaturated zone

Soil parameters	Symbol	Default values	Reason for default value
Mass fraction of organic carbon (-)	f_{oc}	0.01	Typical Norwegian mineral soil value of 1% TOC
Bulk density of soil (kg/dm ³)	ρ_b	1.7	Typical value for sand
Effective porosity (-)	ϵ	0.40	Upper limit for sand/gravel
volume fraction of water (m ³ /m ³)	θ	0.20	Assumes half of ϵ is filled with water (conservative estimate)
Hydrological parameters			
Length of contaminated area in the direction of groundwater flow (m)	x	50	Default area 2 500 m ²
Width of the contaminated area in the direction of the groundwater flow (m)	y	50	Default area 2 500 m ²
Depth to groundwater (m)	z	4	Default value
Precipitation rate (mm/y)	R_{rain}	1 500	High value
Fraction of precipitation that infiltrates to groundwater (-)	f_{inf}	0.8	Maximum value for gravel without evapotranspiration
Calculated values			
Contaminated area (m ²)	A	2 500	$x \cdot y$
Contaminated volume (m ³)*	V_{unsat}	10 000	$x \cdot y \cdot z$
Infiltration rate through the unsaturated zone (m/y)	R_{unsat}	6	$(R_{rain} \cdot f_{inf}) / f_{pw}$
Unsaturated zone water flow rate constant (1/y)	k_{unsat}	1.5	R_{unsat} / z

*The whole unsaturated zone is assumed to be contaminated

D2.2 Contaminant modelling

An overview of modelling of contaminant leaching in the unsaturated zone is presented in Figure 2.

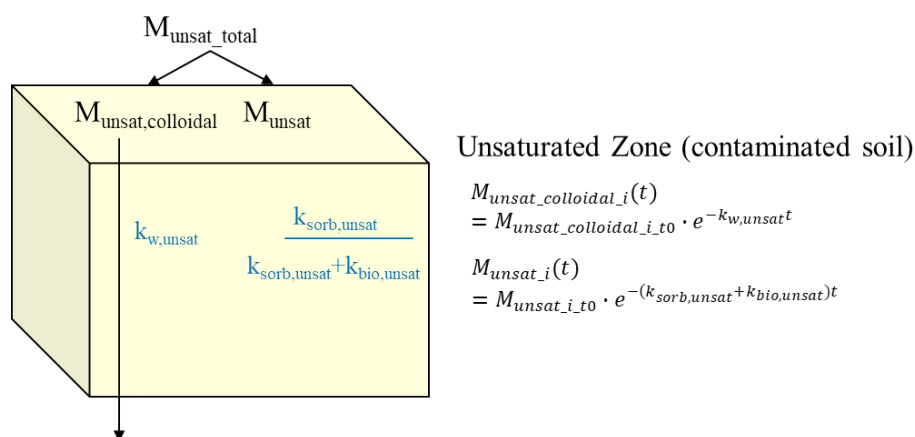


Figure 2. Overview of modelling of contaminant leaching in the unsaturated zone

The mass of contaminant in the unsaturated zone is referred to as M_{unsat} (kg). This mass is then subdivided into two fractions, the mass that is sorbed or part of colloids/DOC that is transported through the pores of the soil, $M_{unsat_colloidal_i}$, without sorption, and the remainder that is transported under the influence of sorption processes to the soil, $M_{unsat_i,1}$. The subscript "i" refers to the chemical contaminant.

$$M_{unsat_total_i} = M_{unsat_colloidal_i} + M_{unsat_i} \quad (1)$$

Within this model, an underlying assumption is that the colloiddally bound fraction is defined at the initial (start) time of the model, at t_0 . This fraction, $F_{colloidal}$, is used in the general mass balance equation as follows:

$$M_{unsat_colloidal_i} = F_{colloidal}(M_{unsat_total_i}) \quad (2)$$

For contaminants with $K_{OC} > 4$ (e.g. metals and PAHs), colloidal transport is expected to contribute. Due to site specific variation a value of zero was assigned as default setting. This can be adjusted within the spreadsheet.

The mass in the unsaturated zone can disappear by transport to the saturated zone (the next box in the model). Volatilization or removal through plant uptake is ignored in this model.

First the mass loss of colloids over time is calculated by assuming that contaminants sorbed to colloids are transported with water infiltration, and that the colloids remain inert, not sorbing to soil, which can be described with the first-order equation:

$$M_{unsat_colloidal_i}(t) = F_{colloids} M_{unsat_total_i_t0} \cdot e^{-k_{w,unsat}t} \quad (3)$$

Where $M_{total_i_t0}$ indicates the total mass at the initial time point (t_0) of the model.

Non-colloidally bound contaminants can both sorb to soil or potentially biodegrade. To describe how sorption of dissolved contaminants decreases the flow rate of contaminants compared to the transport of water, the retardation factor, R , is commonly used:

$$R = 1 + \frac{K_D \rho_b}{\theta} \quad (4)$$

The use of the retardation factor assumes that the contaminants in the porewater (C_{pw}) and soil (C_{soil}) are at equilibrium with each other, and can be defined through a partitioning coefficient, K_D (L/kg):

$$K_D = \frac{C_{soil}}{C_{pw}} \quad (5)$$

For many organic compounds, the partitioning coefficient can be related to the total organic carbon content of the soil, TOC (g_{TOC}/g_{soil}) to derive a K_{TOC} (L_{TOC}/kg_{soil})

$$K_{TOC} = \frac{C_{soil}}{TOC \cdot C_{pw}} \quad (6)$$

The retardation factor, R , can be combined with k_{unsat} to derive the rate of contaminant infiltration into the groundwater, and thus to derive the change in mass in the unsaturated zone over time:

$$k_{sorb,unsat} = k_{unsat}/R \quad (7)$$

$$M_{unsat_i}(t) = M_{unsat_i_t0} \cdot e^{-k_{sorb,unsat}t} \quad (8)$$

Alternatively, if there is additionally biodegradation loss in the unsaturated zone, it can be accounted for with a first-order rate constant, $k_{bio,unsat}$, and this can be included in the above equation to consider mass loss from both processes:

$$M_{unsat,i}(t) = M_{unsat,i,t0} \cdot e^{-(k_{sorb,unsat} + k_{bio,unsat})t} \quad (9)$$

However, in practice, concentrations in soil are measured. not the total mass in the unsaturated zone. The relationship between concentrations and mass can be defined through the following equations:

Total concentration in the soil dry weight, $C_{unsat_total} \left(\frac{mg}{kg_{soil\ dw}} \right)$, what is generally measured, is equivalent to:

$$C_{unsat_total}(t) = M_{unsat_total,i}(t) / (V_{unsat} \cdot \rho_B) \quad (10)$$

This can also be expressed in terms of soil concentration, C_{unsat_soil} , and freely-dissolved porewater concentration C_{unsat_pw} , where here within the model $C_{unsat_soil} \left(\frac{mg}{kg_{soil\ dw}} \right)$ refers to contaminants sorbed to particles and colloids at a given moment in time and $C_{unsat_pw} \left(\frac{mg}{L_{pw}} \right)$ refers to the concentration that is freely-dissolved (e.g. as measured through passive sampling) and in equilibrium with colloids and soil:

$$C_{unsat,soil}(t) = M_{unsat_total,i}(t) / (V_{unsat} \cdot \rho_B + \theta / K_D) \quad (11)$$

$$C_{unsat,pw}(t) = C_{unsat,soil}(t) / K_D \quad (12)$$

Note the above equations assume that colloids and soil have the same K_D and that equilibrium-sorption occurs instantly.

With these equations and assumptions, it is possible to model the fate of contaminants in the unsaturated zone as a function of time. Within the box model, based on mass balance, contaminants that leave the unsaturated zone and are not biodegraded – all enter the saturated zone (i.e. ground water aquifer).

D3 Box 2: Saturated Zone

D3.1 Hydrogeological modelling

The Table below shows the soil and hydrological parameters considered for the saturated zone, including default values, which are all possible to update with site specific information.

Table 2. Hydrogeological parameters for the saturated zone

Soil parameters	Symbol	Default values	Reason for default value
Mass fraction of organic carbon (-)	f_{oc}	0.002	Assumes an aquifer of sand with very little (sorbing) TOC – 0.2 %
Bulk density of soil (kg/dm ³)	ρ_b	1.7	Typical value for sand
Effective porosity (-)	ϵ_{gw}	0.40	Upper limit for sand/gravel
volume fraction of water (m ³ /m ³)	θ_{gw}	0.40	All of ϵ is filled with water by definition
Aquifer parameters			
Hydraulic conductivity (m/s)	K	10 ⁻³	Typical value for sand (identical to M-2170)
Hydraulic gradient	dh/dl	0,03	Identical to M-2170
Groundwater flow velocity (m/y)	v_{gw}	237	Calculated on Darcy's law ($v_{gw} = K (dh/dl)/\epsilon$),
Depth of aquifer that is affected by contamination (m)	z_{gw}	5	This is a simplification as the contaminant will initially be shallow and spread deeper with transport distance; further it assumes no dense liquids (e.g. DNAPL) pooling at the bottom of the aquifer.
Length from middle of contamination zone to recipient (m)	x_{gw}	50	Assumed identical as default contaminated zone length
METTET SONE			
Volume of polluted aquifer	V_{sat}	12 500	$\gamma \cdot x_{gw} \cdot z_{gw}$
Saturated zone water flowrate constant (1/y)	k_{sat}	4.7	v_{gw} / x_{gw}
1/Dilution factor from unsaturated zone to saturated zone (-)	$1/DF_{gw}$	7.9	$v_{gw} \cdot z_{gw} \cdot \gamma \cdot \epsilon / (R_{rain}/1000 \cdot f_{inf} \cdot A)$

D3.2 Contaminant modelling

An overview of modelling of contaminant leaching in the unsaturated zone is presented in Figure 3.

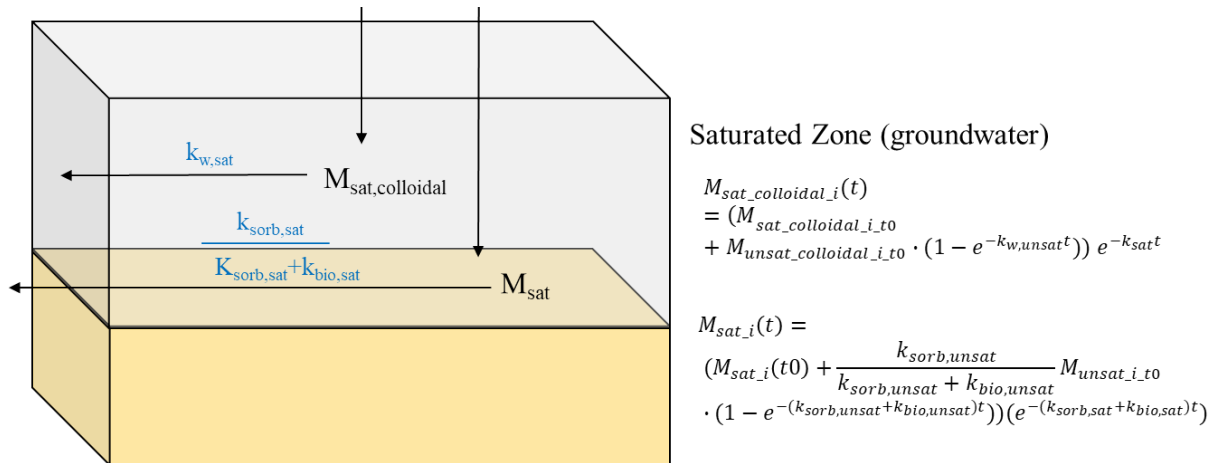


Figure 3. Overview of modelling of contaminant leaching in the saturated zone

Within the saturated zone, the total mass within a given point in time is a mass balance of:

- 1) that mass already in the aquifer from the initial time point (t_0);
- 2) the amount that has entered the saturated zone;
- 3) the amount that has left the saturated zone and entered the recipient.

Initial contaminants in the saturated zone

Regarding contaminants that are there from the start of the model (t_0), we can define similar terms as done for the unsaturated zone to differentiate the colloiddally bound contaminant, $M_{sat_colloidal_i_t0}$, and other contaminants, $M_{sat_i_t0}$:

$$M_{sat_total_i} = M_{sat_colloidal_i} + M_{sat_i} \quad (13)$$

$$M_{sat_colloidal_i_t0} = F_{colloidal}(M_{sat_total_i_t0}) \quad (14)$$

Mass of contaminants that have entered the saturated zone

The mass of colloid bound contaminants that have entered the saturated zone by a specific time, $M_{colloidal\ input,gw,i}(t)$ is equal to the mass that has left the unsaturated zone:

$$M_{colloidal\ input,gw,i}(t) = F_{colloids} M_{total_i_t0} (1 - e^{-k_{w,unsat}t}) \quad (15)$$

Similarly, the total mass of non-colloidally bound contaminant that has entered the saturated zone from the unsaturated zone can be described with the following equation:

$$M_{input,gw}(t) = \frac{k_{sorb,unsat}}{k_{sorb,unsat} + k_{bio,unsat}} M_{unsat_i_t0} \cdot (1 - e^{-(k_{sorb,unsat} + k_{bio,unsat})t}) \quad (16)$$

Where the term $\{ M_{unsat_i_t0} \cdot (1 - e^{-(k_{sorb,unsat} + k_{bio,unsat})t}) \}$ is the mass lost from the unsaturated zone, and $\{ \frac{k_{sorb,unsat}}{k_{sorb,unsat} + k_{bio,unsat}} \}$ accounts for the fraction which is lost permanently due to biodegradation in the unsaturated zone.

Current mass of contaminants within the saturated zone

As it is assumed that colloidal contaminants are transported at the same speed as ground water (without sorption), then the current mass of colloidally-bound contaminants in the ground water at a given time, $M_{sat_colloidal_i}(t)$, is the sum of the total amount that has entered by that time, excluding that which has left to the recipient, as defined by k_{sat} .

$$M_{sat_colloidal_i}(t) = (F_{colloids} M_{sat_total_i_t0} + M_{colloidal\ input,gw,i}(t)) \cdot e^{-k_{sat}t} \quad (17)$$

For the other contaminants, we consider similar processes as the unsaturated zone, specifically the rate loss constant for biodegradation in the saturated zone, $k_{biodeg,sat}$, and the transport rate constant based on the sorption to the sediment, $k_{sorb,sat}$:

$$k_{sorb,sat} = k_{sat} / (1 + \frac{K_D \rho_b}{\varepsilon}) \quad (18)$$

This gives the relationship:

$$M_{sat,i}(t) = (M_{sat,i}(t_0) + M_{input,gw}(t))(e^{-(k_{sorb,sat}+k_{bio,sat})t}) \quad (19)$$

With these masses, the concentration at a given point of time is calculated as before:

$$C_{sat,total}(t) = M_{sat,total,i}(t)/(V_{gw} \cdot \rho_B) \quad (20)$$

$$C_{sat,soil}(t) = M_{sat,total,i}(t)/(V_{gw} \cdot \rho_B + \theta/K_D) \quad (21)$$

$$C_{gw}(t) = C_{sat,soil}(t)/K_D \quad (22)$$

Maximum concentration in the saturated zone

To calculate the time when the maximum concentration in the saturated zone will be reached, this can be done by calculating the time when the first derivative of equation 19 is zero. This derivatization is presented here by using the following short-hand symbols in equation 23:

$$\begin{aligned} a &= M_{sat,gw}(t_0) \\ b &= \frac{k_{sorb,unsat}}{k_{sorb,unsat} + k_{biodeg,unsat}} M_{unsat,i,t_0} \\ k_u &= (k_{sorb,unsat} + k_{biodeg,unsat}) \\ k_m &= (k_{sorb,sat} + k_{biodeg,sat}) \end{aligned} \quad (23)$$

Here equation 16 and 19 can, respectively, be simplified as:

$$M_{input,gw}(t) = b \cdot (1 - e^{-k_u t}) \quad (24)$$

$$M_{sat_i}(t) = (a + b \cdot (1 - e^{-k_u t}))(e^{-k_m t}) \quad (25)$$

The first order derivative is:

$$M'_{sat_i}(t) = -((a + b)k_m e^{-k_m t} - b k_u - b k_m) * e^{-k_m t - k_u t} \quad (26)$$

A maximum value for t , t_{sat_max} , in the saturated zone is at $M'_{sat_i}(t) = 0$, or:

$$t_{sat_max} = \frac{1}{k_u} \ln \left(\frac{b}{a + b} \frac{k_u + k_m}{k_m} \right) \quad (27)$$

Inputting this t_{max} into the above equations will result in maximum mass, soil and porewater concentrations that will be predicted to occur in the saturated zone, for the fraction that is not colloidally-bound.

Similarly, a corresponding maximum concentration for colloid-bound contaminants can be derived using the above derivation and corresponding terms for colloids:

$$\begin{aligned} a_{colloids} &= F_{colloids} M_{sat_total_i_t0} \\ b_{colloids} &= F_{colloids} M_{total_i_t0} (1 - e^{-k_{w,unsat} t}) \\ k_u &= k_{unsat} \\ k_u &= k_{sat} \end{aligned}$$

to identify the time of peak colloid concentration, $t_{colloid_sat_max}$, and solving for that.

D4 Box 3: Recipient

D4.1 Hydrogeological modelling

Table 3 shows the hydrological parameters included in the modelling of the recipient

Table 3. Hydrogeological parameters for the saturated zone

Recipient parameters	Symbol	Default values	Reason for default value
Total volume of water in the recipient (m ³)	Q_{tot}	5 000 000	Yearly volume of a stream with a flow of 160 L/s
Residence time of water in the recipient (y)	t_{res}	1.00	Stream with a flow of 160 L/s
Impacted water volume (m ³ /yr)	V_{rec}	5 000 000	Q_{tot} / t_{res}
Calculated parameters			
Flow rate of contaminated groundwater entering the recipient (m ³ /år)	Q_{gw}	23 652	$\gamma \cdot \epsilon_{gw} \cdot V_{gw} \cdot Z_{gw}$
1 / Dilution Factor recipient (-)	$1 / DF_{rec}$	211	Q_{gw} / V_{rec}

D4.2 Contaminant Modelling

Because it is assumed that the concentration in the contaminated part of the saturated zone is homogenous, the concentration in the outflow of the groundwater is defined as $M_{sat_colloidal_i}(t) / V_{gw} \epsilon_{gw}$. With this assumption, the concentration of colloidally bound contaminant in the recipient at a given time, $M_{recipient_colloidal_i}(t)$, is simply a dilution of the outflow concentration multiplied by outflow volume of the saturated zone and divided by residence time in the recipient:

$$M_{recipient_colloidal_i}(t) = \left(M_{sat_colloidal_i}(t) / V_{gw} \epsilon_{gw} \right) Q_{gw} t_{rec} \quad (28)$$

Essentially, this equation is describing a dilution process, as given by the dilution factor (Table 3).

Regarding the non-colloidally bound contaminants, using a similar set of assumptions regarding the groundwater concentration, a similar expression can be made:

$$M_{recipient_i}(t) = C_{gw}(t) Q_{gw} t_{rec} \quad (29)$$

Therefore, the total concentration of contaminant in the recipient at a given point of time is:

$$M_{recipient_total_i}(t) = M_{recipient_colloidal_i}(t) + M_{recipient_i}(t) \quad (30)$$

And the concentration in the recipient is:

$$C_{recipient_total_i}(t) = M_{recipient_total_i}(t)/V_{rec} \quad (31)$$

Maximum concentration in the recipient

The maximum concentrations in the recipient are calculated as being simply that of when peak concentration occurred at the outflow of the saturated zone, i.e. $t_{colloid_sat_max}$ and t_{sat_max} for colloid-bound and other contaminants, respectively, plus the residence time in the recipient:

$$t_{colloid_res_max} = t_{colloid_sat_max} + t_{res} \quad (32)$$

$$t_{res_max} = t_{sat_max} + t_{res} \quad (33)$$

Maximum concentrations can then be calculated using the above times as input in the recipient equations above; which will be the peak exposure concentration predicted to be in the recipient.

In the model, default times for output are set to t_{max} , 5 years, 10 years and 100 years from the initial time point of the model, which is when the original contamination of the soil occurred.

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title M-2173 I 2021 Grunnlagsrapport - Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn		Dokumentnr./Document no. 20200490-03-R
Dokumenttype/Type of document Rapport / Report	Oppdragsgiver/Client Miljødirektoratet	Dato/Date 2021-12-10
Rettigheter til dokumentet iht kontrakt/ Proprietary rights to the document according to contract NGI		Rev.nr.&dato/Rev.no.&date 0 /
Distribusjon/Distribution BEGRENSET		
Emneord/Keywords Risikovurdering, miljøgifter, transport, hydrogeologi		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country Norge, Oslo	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality Oslo	Feltnavn/Field name
Sted/Location Miljødirektoratet Oslo	Sted/Location
Kartblad/Map	Felt, blokknr./Field, Block No.
UTM-koordinater/UTM-coordinates Sone: Øst: Nord:	Koordinater/Coordinates Projeksjon, datum: Øst: Nord:

Dokumentkontroll/Document control					
Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001					
Rev/ Rev.	Revisjonsgrunnlag/Reason for revision	Egenkontroll av/ Self review by:	Sidemanns- kontroll av/ Colleague review by:	Uavhengig kontroll av/ Independent review by:	Tverrfaglig kontroll av/ Inter- disciplinary review by:
0	Originaldokument	2021-12-10 Gijs Breedveld	2021-12-11 Paul Cappelen		
1					

Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release	Dato/Date 11. desember 2021	Prosjektleder/Project Manager Gijs Breedveld
--	---------------------------------------	--

NGI (Norges Geotekniske Institutt) er et internasjonalt ledende senter for forskning og rådgivning innen ingeniørrelaterte geofag. Vi tilbyr ekspertise om jord, berg og snø og deres påvirkning på miljøet, konstruksjoner og anlegg, og hvordan jord og berg kan benyttes som byggegrunn og byggemateriale.

Vi arbeider i følgende markeder: Offshore energi – Bygg, anlegg og samferdsel – Naturfare – Miljøteknologi.

NGI er en privat næringsdrivende stiftelse med kontor og laboratorier i Oslo, avdelingskontor i Trondheim og datterselskaper i Houston, Texas, USA og i Perth, Western Australia.

www.ngi.no

NGI (Norwegian Geotechnical Institute) is a leading international centre for research and consulting within the geosciences. NGI develops optimum solutions for society and offers expertise on the behaviour of soil, rock and snow and their interaction with the natural and built environment.

NGI works within the following sectors: Offshore energy – Building, Construction and Transportation – Natural Hazards – Environmental Engineering.

NGI is a private foundation with office and laboratories in Oslo, a branch office in Trondheim and daughter companies in Houston, Texas, USA and in Perth, Western Australia

www.ngi.no

