



Eksempel på risiko- vurdering ved deponering af affald Deponeringsanlæg ved Glatved, Reno Djurs I/S



Marts 2022



Miljø- og Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Jette Bjerre Hansen,
Tage Vikjær Bote,
Ole Hjelmar

ISBN: 978-87-7038-309-7

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Forbehold

Denne rapport er en del af "Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald". Rapporten er foreløbig og af oplysende karakter, og indholdet kan på nuværende tidspunkt ikke alene danne grundlag for en konkret sagsbehandling og myndighedsafgørelse. Baggrunden for dette er, at Miljøstyrelsen arbejder for at afklare særlige forhold omkring vandrammedirektivets betydning for stedsspecifik vurdering af deponeringsanlæg og påvirkningen heraf i receptor. Afklaringerne kan give anledning til konsekvensrettelser i metodikken, som den er formuleret for nuværende, og det kan være nødvendigt at rettelserne skal indarbejdes i metodikkens værktøjer herunder modelværktøjer, brugervejledninger og dokumentationsrapporter. Således må offentliggjorte rapporter og værktøjer under metodikken for nuværende betragtes som foreløbige.

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at indlægget udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Risikovurderingsværktøjet er beregningsteknisk forberedt til at kunne regne med nedbrydning når et bedre datagrundlag er tilvejebragt. Derfor indgår nedbrydning i sammenfatningen, brugervejledninger og som en del af transportmodellen. Miljøstyrelsen finder på nuværende tidspunkt ikke tilfredsstillende dokumentation for at nedbrydning kan indgå som en aktiv del i sagsbehandlingen ved brug af værktøjet. Såfremt at der på et senere tidspunkt tilvejebringes ny viden er Miljøstyrelsen åben for at lade nedbrydning indgå. Det betyder at metoden er forberedt til at inkludere nedbrydning, men at Miljøstyrelsen mangler den nødvendige viden for at kunne vurdere denne i sagsbehandlingen. Ny viden kan bl.a. bestå i en opdateret samlet videnskabelig rapport, hvor det er beskrevet, hvorledes der kan regnes med nedbrydning konkret i perkolatfaner fra deponeringsanlæg.

Indhold

Forbehold	3
Ordliste, definitioner og akronymer	6
1. Sammenfatning og konklusion	14
1.1 Opstilling af model for Glatved	14
1.1.1 Beregningsenheder	15
1.1.2 Vandbalancer	16
1.1.3 Stedsspecifik tilpasning af stoflisten	17
1.1.4 Udpegning af relevante receptorer	19
1.2 Beregning	20
1.2.1 Kildestyrken	20
1.2.2 Stoftransport i jord og grundvand	20
1.2.3 Receptor	21
1.3 Resultater og vurdering	22
2. Indledning	25
2.1 Formålet med at gennemføre en risikovurdering	25
3. Principper	26
4. Dataindsamling	28
4.1 Data vedrørende anlæggets fysiske udformning	28
4.1.1 Stamdata	28
4.2 Affaldstyper og perkolatdata	31
4.3 Vandstrømme	31
4.3.1 Lækage under aktiv drift	32
4.3.2 Til- og afstrømmende overfladevand	32
4.4 Geologiske og hydrogeologiske forhold	33
4.5 Receptor	35
4.5.1 Vurdering af mulige receptorer	35
4.5.2 Fastsættelse af POC	36
4.5.3 Miljømål og miljøkvalitetskrav for udpegede receptor	36
5. Modelopsætning for Glatved	38
5.1 Beregningsenheder for anlægget	38
5.1.1 Opdeling af anlægget i beregningsenheder	38
5.1.2 Placering og udformning af beregningsenheder	40
5.2 Opstilling af model for vandstrømme	42
5.2.1 Vandstrømme for beregningsenheder	42
5.2.2 Estimering af infiltration	44
5.3 Valg af relevante stoffer for risikovurderingen	45
5.4 Samlet basisstoflister for Glatved	45
5.4.1 Stedsspecifikke forhold for deponeringsanlægget	46
5.4.2 Stedsspecifikke forhold for receptor	48
5.4.3 Vurdering af resultater fra analyse af perkolatet	48

5.4.4	Den stedspecifikke stofliste til risikovurdering	49
5.4.5	Fastlæggelse af κ (kappa)	51
6.	Beregning	52
6.1	Kildestyrkeberegning	52
6.2	Modellering af stoftransport	54
6.2.1	Valg af model	54
6.2.2	Data-input til GrundRisk Landfill	55
6.2.3	Retardationsfaktor	56
6.3	Udsivning til og opblanding i receptor	57
7.	Vurdering af resultat	60
7.1	Resultater af kildestyrkeberegninger	60
7.2	Resultater fra transportmodellen	61
7.2.1	Supplerende stoffer	64
7.3	Beregninger for næringsstoffer	65
7.4	Beregninger med baggrundsværdier	67
8.	Konklusioner	69
8.1	Overordnet konklusion	69
8.2	Konklusioner af kildestyrkeberegningen	69
8.2.1	Stofkoncentrationer – C_0 -værdier	69
8.2.2	Kappa-værdier	71
8.3	Konklusioner af beregninger med GrundRisk Landfill	71
8.4	Manglende kvalitetskrav	71
8.5	Næringsstoffer	72
Bilag 1.	GEOLOGI OG HYDROGEOLOGI	73
Bilag 2.	Fastlæggelse af C_0 og K_d for stoffer på den stedspecifikke stofliste	76
	Beregning af K_d -værdier	79
Referencer		81

Ordliste, definitioner og akronymer

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
90 %-fraktil	En værdi som angiver, at 90 % af observationerne i en population er mindre end denne værdi (og 10 % af observationerne er større).
Akvifer	Grundvandsmagasin.
Andet overfladevand	Overfladevand – dvs. synligt vand – som ikke er indlandsvand – se definitionen heraf. I praksis er dette alt ikke-ferskt overfladevand (fjord og hav). Udtrykket benyttes i BEK 439/2016 (erstattet af BEK 1625/2017).
Basisstofliste	Liste over stoffer, som for en given type deponeringsenhed eller losseplads skal danne udgangspunkt for valg af stoffer, som skal indgå i kildestyrkeestimeringen og risikovurderingen. Basisstoflisten skal tilpasses det konkrete anlæg, der ønskes risikovurderet. Basisstoflisten suppleres og/eller reduceres på grundlag af stedsspecifikke informationer om det deponerede affald, perkolatets sammensætning og receptor.
BAT	Best Available Technology.
BEK-stoflisten	En stofliste som indgår i alle basisstoflister, og som i udgangspunktet er baseret på de stoffer, for hvilke der i BEK 1049/2013 (deponeringsbekendtgørelsen) stilles krav til indhold eller udvaskning. Listen er modificeret under hensyntagen til blandt andet stoffernes mobilitet og geokemiske egenskaber.
Beregningsenhed	En beregningsmæssig enhed som kan bestå af flere deponeringsenheder og gamle etaper, der afviger fra hinanden med hensyn til opfyldningsperiode og præcis affaldssammensætning, men som på grund af praktiske forhold (f.eks. overlap, fælles perkolationssystem) indgår som én samlet enhed i kildestyrkeestimeringen.

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
BREF	Best Available Techniques Reference document.
Blandingszone	En zone af nærmere fastsat udbredelse omkring en udledning til overfladevand, inden for hvilken miljømyndigheden har givet tilladelse til en nærmere bestemt overskridelse af udvalgte miljøkvalitetskrav. Blandingszoner er nærmere defineret i BEK 1433, af 21/11/2017 (bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder).
Default-værdi	Default-værdier anvendes som bedste estimater for egenskaber, for hvilke der i en given situation ikke findes stedsspecifikke data. De bør efterfølgende, i videst mulige omfang, bekræftes eller udskiftes med data baseret på stedsspecifikke bestemmelser. Default-værdier kan være litteraturværdier eller beskrive egenskaber, som er fastlagt på grundlag af affaldstyper, deponeringsenheder eller klimatiske eller geologiske forhold, som i større eller mindre grad kan antages at være repræsentative for forholdene i og omkring den aktuelle deponeringsenhed.
Deponeringsanlæg	Et anlæg til bortskaffelse af affald ved deponering på landjorden. Et deponeringsanlæg kan bestå af flere deponeringsenheder, som kan være igangværende eller under efterbehandling.
Deponeringsenhed	En afgrænset og veldefineret del af et deponeringsanlæg, hvor der som udgangspunkt deponeres affaldstyper tilhørende samme affaldsklasse, og hvor der, medmindre anlægget er godkendt uden membran- og perkolatopsamlingssystem, er etableret separat perkolatopsamling. En deponeringsenhed kan være opdelt i celler (fra BEK 1049 af 24/06/2013).
Dispersivitet	En empirisk egenskab ved et porøst materiale (f.eks. en akvifer), som bestemmer de karakteristiske dispersionsegenskaber (spredningsegenskaber) ved materialet ved at relatere komponenterne (f.eks. langsgående, tværgående komponenter) af porevandshastigheden til dispersionskoefficienten.
Drikkevandskrav/drikkevandskvalitetskrav	Kvalitetskrav til drikkevand, som de er defineret i den til enhver tid gældende Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, p.t. BEK 1068 af 23/08/2018.

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
Drænsystem, perkolatsamlingsystem	Mellem affaldet og membransystemet er der normalt etableret et perkolatsamlingsystem. Dette omfatter typisk et dræn- og beskyttelseslag af grus udlagt direkte over membransystemet, hvori der er lagt linjedræn i form af stenfaskiner, eventuelt suppleret med et indbygget drænrør. Linjedræne fører perkolatet til en samlebrønd, hvorfra det – evt. ved pumpning – bortledes fra deponeringsenheden.
Efterbehandlingsperiode	Betegner for en losseplads eller en deponeringsenhed perioden fra afslutningen af opfyldningsperioden og etablering af slutaftdækning indtil lossepladsen/deponeringsenheden overgår til passiv tilstand. I efterbehandlingsperioden fortsætter såvel opsamling og behandling som monitorering af perkolat og monitorering af grundvand/overfladevand. Enheden eller deponeringsanlægget vil i efterbehandlingsperioden fortsat være omfattet af en miljøgodkendelse.
Grundvandskvalitetskrav (GVK)	Ved "grundvandskvalitetskrav" forstås et kvalitetskrav, der udtrykkes som den koncentration af et bestemt forurenende stof, en gruppe af forurenende stoffer eller en forureningsindikator i grundvand, som ikke bør overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet.
Grundvandskvalitetskriterier (GVKr)	Kriterier som udarbejdet til brug for fastlæggelse af krav til grundvandet under forurenede grunde ved offentligt finansierede oprydninger (Miljøstyrelsens "Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord", opdateret juni 2018).
Heterogent vandflow	Uensartet gennemstrømning (typisk af nedbør) gennem affaldet.
IED	Industrial Emissions Directive.
Indlandsvand	Alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles (BEK 1625 af 19/12/2017) ¹ .

¹ I praksis omfatter bekendtgørelse 1625/2017 dog for grundvands vedkommende pt. kun konkrete EU-fastsatte miljøkvalitetskrav til nitrat og aktive stoffer i pesticider, herunder deres relevante omdannelses-, nedbrydnings- og reaktionsprodukter).

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
Indlandsvandskvalitetskrav (ILVK)	Kvalitetskrav til miljøfarlige forurenende stoffer for overfladevand, som er indlandsvand.
Inert stof	Et stof, der ikke forventes at interagere med jordmatricen ved transport gennem umættet eller mættet zone (f.eks. ved sorption). NB: Ikke at forveksle med <i>inert affald</i> , som specifikt er defineret i BEK 1049/2013, § 3, 23.
IO	Indvindingsopland (for grundvand).
Isotrop	Opbygningen er ens i alle retninger, og de fysiske egenskaber er uafhængige af retningen.
Kappa, κ	Stof- og affaldsspecifik konstant, der beskriver den hastighed, hvormed koncentrationen af et givet stof ved udvaskning fra et givet materiale aftager som funktion af L/S. En lav kappa-værdi betegner en langsom udvaskning (0 anvendes som default-værdi, hvor ingen data findes), og en høj kappa-værdi angiver en hurtig udvaskning. Angives typisk i kg/l.
Kd	Distributionskoefficient for et stof mellem dets koncentration i faststoffasen og dets koncentration i væskefasen – Kd benyttes som et udtryk for et stofs evne til at adsorberes til jord og dermed til at beskrive dets mobilitet. Jo større Kd, jo mindre mobilitet. Angives som regel i l/kg.
Kildestyrke	Kildestyrken for et givet stof er den stofmængde per tidsenhed (stofflux), som siver ud fra en losseplads eller en deponeringsenhed. Den kan beskrives direkte som en stofflux eller som produktet af kildestyrkemængden og gennemsnitskoncentrationen af stoffet i perkolatet over samme periode. Kildestyrken vil være en funktion af tiden. Kildestyrken kan udgøre hele den per tidsenhed udvaskede stofmængde eller dele af den.
Kildestyrkemængden	Volumenet af det udsivende perkolat over en vis tid.
Kravværdier for grundvand (KvG)	Fællesbetegnelse for grundvandskvalitetskrav (GVK), grundvandskvalitetskriterier (GVKr) samt drikkevandskvalitetskrav (DVK).

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
Kvalitetskrav	Fællesbetegnelse for miljøkvalitetskrav til overfladevand, sediment og biota, grundvandskvalitetskrav samt drikkevandskvalitetskrav.
L/S, væske-/faststofforhold	Forholdet mellem den vandmængde (L), som på et givet tidspunkt har gennemstrømmet en bestemt mængde affald (S). Angives som regel i volumen/masseenhed (l/kg = m ³ /ton).
Losseplads	Et anlæg til bortskaffelse af affald ved deponering, som ikke er eller har været godkendt efter 16. juli 2001 (og som nu er nedlagt eller nedlukket). Se også "nedlagt losseplads", "nedlukket kontrolleret losseplads" og nedlukket "ukontrolleret losseplads".
Median	50 %-fraktilen (se også 90 %-fraktil).
Membran, membransystem	En membran eller et membransystem er en barriere mellem affaldet i en deponeringsenhed og omgivelserne. Membransystemet kan bestå af plast og/eller ler. I moderne anlæg er der typisk krav om, at membransystemet skal omfatte en geologisk barriere (et naturligt eller kunstigt etableret lerlag) og en plastmembran udlagt derafter. Medmindre andet er nævnt, vil der være tale om bund- og sidemembraner. I kildestyrkeestimeringen skelnes der ikke mellem membraner af plast, ler eller begge dele.
Miljøkvalitetskrav	Den koncentration af et forurenende stof i vand, sediment eller biota, som ikke bør overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet (Miljø- og fødevareministeriet, Lov om vandplanlægning, nr. 126 af 26.01.2017).
Miljømål	De mål, der er fastlagt i medfør af loven om vandplanlægning (Miljø- og fødevareministeriet, Lov om vandplanlægning, nr. 126 af 26.01.2017), med henblik på at sikre og forebygge, at tilstanden i vandområdedistrikternes enkelte overfladevandområder og grundvandsforekomster ikke forringes, og at vandmiljøets tilstand forbedres.
Modelstof	Et kemisk stof, som kan indgå i risikoberegningerne i stedet for et andet stof eller en samleparameter for flere stoffer.
Morfologi	Fysisk form og opbygning af (i denne sammenhæng) affald.

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
NA	Nødvendig attenuering for et givet stof (den faktor, hvormed en given kildestyrkekoncentration skal reduceres, f.eks. gennem sorption og hydrodynamisk dispersion, under transporten til receptor gennem umættet og mættet zone) for at overholde vandkvalitetskravet ved POC.
Nedlagt losseplads	En losseplads, der betegnes som nedlagt, er ikke reguleret af en miljøgodkendelse. Sådanne anlæg har typisk ikke miljøbeskyttelsessystemer som membraner og/eller perkolatopsamlingssystemer, eller disse fungerer ikke. Kompetencen ligger hos regionen.
Nedlukket kontrolleret losseplads	En nedlukket losseplads, der er reguleret af en miljøgodkendelse, som er overgået til efterbehandling, og som er udstyret med miljøbeskyttelsessystemer, der ikke nødvendigvis lever op til de nugældende regler. Vil være omfattet af regelmæssigt miljøtilsyn fra kommune/stat.
Nedlukket ukontrolleret losseplads	En nedlukket losseplads, der er reguleret af en miljøgodkendelse, og som er overgået til efterbehandling. Lossepladsen har typisk ingen eller kun meget dårligt fungerende miljøbeskyttelsessystemer. Vil være omfattet af regelmæssigt miljøtilsyn fra kommune/stat.
Nedlukning	Betegner afslutningen af opfyldningsperioden for en losseplads eller en deponeringsenhed. Der deponeres ikke længere affald, det deponerede affald slutfæddækkes, terrænreguleres og beplantes mv., og efterbehandlingsperioden starter.
OD	Områder med Drikkevandsinteresser – hvor grundvandet skal beskyttes mod forurenende aktiviteter.
Opfyldningsperiode	Den periode, hvor der deponeres/er blevet deponeret affald på en deponeringsenhed eller en losseplads. Opfyldningsperioden indgår modelmæssigt i estimeringen af L/S og stofkoncentrationen i perkolatet ved afslutningen af perioden/starten af efterbehandlingsperioden (og dermed også i efterfølgende beregninger af L/S og udvasket stofmængde). På grund af variationerne mellem tilførsel af affald og perkolatdannelse i opfyldningsperioden bør disse data ikke anvendes direkte til estimering af miljøpåvirkningen ved eventuel perkolatudsivning i selve opfyldningsperioden.

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
OSD	Områder med Særlige Drikkevandsinteresser – hvor grundvandet i særlig grad skal beskyttes mod forurenende aktiviteter, og grundvandsbeskyttende foranstaltninger skal fremmes.
Overgangsfase	Overgangsfasen er sidste del af efterbehandlingsperioden på en losseplads eller et deponeringsanlæg, hvor det skal sikres, at den aktuelle og fremtidige miljøbelastning fra det dannede perkolat vil være acceptabel i omgivelserne. Dette er en fase, som ikke er defineret i BEK 1049/2013.
Oxyanion	Negativt ladet forbindelse (ion) mellem et metal/metalloid og ilt, f.eks. arsenat AsO_4^{3-} og kromat CrO_4^{2-} .
Passiv tilstand	For deponeringsanlæg/-enheder samt nedlukkede lossepladser betegner passiv tilstand en situation, hvor miljøbelastningen anses for acceptabel, og miljøbeskyttende systemer ikke længere anvendes. Det vil sige, at der ikke længere sker en opsamling og behandling af det dannede perkolat, som kan og vil udsive til omgivelserne. I passiv tilstand monitoreres perkolat, grundvand og overfladevand heller ikke længere. Når tilsynsmyndigheden i henhold til BEK 1049/2013 har truffet afgørelse om, at efterbehandlingen kan anses for afsluttet, kan miljøgodkendelsen ophæves, og sagen overdrages til regionens administration. For nedlagte lossepladser, som er under regionens administration, betegner passiv tilstand den de-facto tilstand, som disse i dag befinder sig i, hvor det producerede perkolat udsiver til omgivelserne, dog uden at det nødvendigvis vides eller er undersøgt, om miljøbelastningen kan anses for acceptabel (i nogle tilfælde vides det dog, at det er den ikke).
Perkolatproduktion	Den mængde perkolat, som over et givet tidsrum dannes i en losseplads eller en deponeringsenhed. Perkolatproduktionen kan angives som et volumen per tidsenhed (m^3 per år eller dag) eller som et akkumuleret volumen til et givet tidspunkt. Udsivningsmængden kan udgøre en del af eller hele perkolatproduktionen.
POC	Point Of Compliance - sammenligningspunkt nedstrøms for en deponeringsenhed eller et depone-

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
	ringsanlæg, hvor der stilles krav til miljøpåvirkningen. I en stedsspecifik risikovurdering kan der være flere sammenligningspunkter (POC'er).
Porøsitet	Porøsitet er et mål for forholdet mellem et materials samlede porerumfang og materialets totale rumfang.
Reaktivt stof	Et stof, der forventes at reagere i eller med jordmatricen ved transport gennem umættet eller mættet zone (f.eks. ved sorption).
Retardationsfaktor, Rf	Udtryk for stoftilbageholdelse, som anvendes som input til GrundRisk Landfill. Rf kan beregnes ud fra Kd ved hjælp af følgende ligning: $Rf = 1 + (p_b \cdot Kd) / \epsilon$, hvor p_b er jordens bruttovolumenvægt (kg/L), og hvor ϵ er i mættet zone jordens effektive vandfyldte porøsitet. I umættet zone anvendes jordens vandindhold (enhedsløs) og Kd er stoffets distributionskoefficient i det givne sediment (L/kg), se mere ovenfor i ordlisten.
Tærskelværdi	Tærskelværdier fastsættes for alle forurenende stoffer, grupper af forurenende stoffer og forureningsindikatorer, der som resultat af basisanalysen karakteriserer eller bidrager til at karakterisere grundvandsforekomster eller grupper af grundvandsforekomster som værende i risiko for ikke at kunne opnå god kemisk grundvandstilstand.
Yderligere reducerede krav	Hvis det ved en miljøkonsekvensvurdering kan godtgøres, at perkolatet fra de affaldstyper, der er optaget på et deponeringsanlægs positivliste, ikke indeholder forurenende stoffer i koncentrationer, der på kort eller langt sigt giver anledning til overskridelse af fastsatte kravværdier for overfladevand og grundvand for det berørte vandområde, kan godkendelsesmyndighedens krav til deponeringsanlæggets eller deponeringsenhedens membransystem reduceres yderligere eller helt bortfalde (BEK 1049/2013).

1. Sammenfatning og konklusion

Denne rapport indeholder et beregningseksempel for vurdering af risikoen for påvirkning af Kattegat med miljøfarlige forurenende stoffer og næringsstoffer som følge af udsivning af perkolat fra etape I og II, A på Reno Djurs I/S deponeringsanlæg ved Glatved.

Beregninger og vurderinger for Reno Djurs I/S deponeringsanlæg ved Glatved (fremover benævnt Glatved) er udført under antagelse af, at efterbehandlingstidens længde er 30 år. Resultaterne viser, hvordan de to etaper kan forventes at påvirke Kattegat fra det år, hvor der første gang er sket udsivning af perkolat til grundvandet og de efterfølgende 500 år. Det vurderes, om deponeringsanlæggets bidrag til overfladevandet kan forventes at overholde gældende miljøkvalitetskrav for Kattegat under forudsætning af, at deponeringsanlægget er den eneste kilde til påvirkningen. Belastningen fra deponeringsanlægget skal imidlertid i sidste ende vurderes i relation til den samlede belastning fra alle kilder, der udleder til Kattegat. Denne vurdering indgår ikke som en del af eksemplet.

Der foretages en beregning af udsivningen af næringsstoffer med henblik på vurdering af opfyldelse af de miljømål, der er opstillet i Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn, /12/.

Resultaterne af vurderingerne udgør en del af en samlet risikovurdering, der, udover vurderingen af risiko for påvirkning af næringsstoffer og miljøfarlige forurenende stoffer i vandfasen, også omfatter vurdering af opfyldelse af miljøkvalitetskrav for sediment og biota. I en samlet risikovurdering indgår desuden risiko for påvirkninger i forhold til Natura 2000 og Bilag IV-arter. Disse vurderinger er ikke gennemført i nærværende arbejde.

1.1 Opstilling af model for Glatved

Opstillingen af en risikoberegningsmodel for Glatved deponeringsanlæg er baseret på følgende tilpasninger:

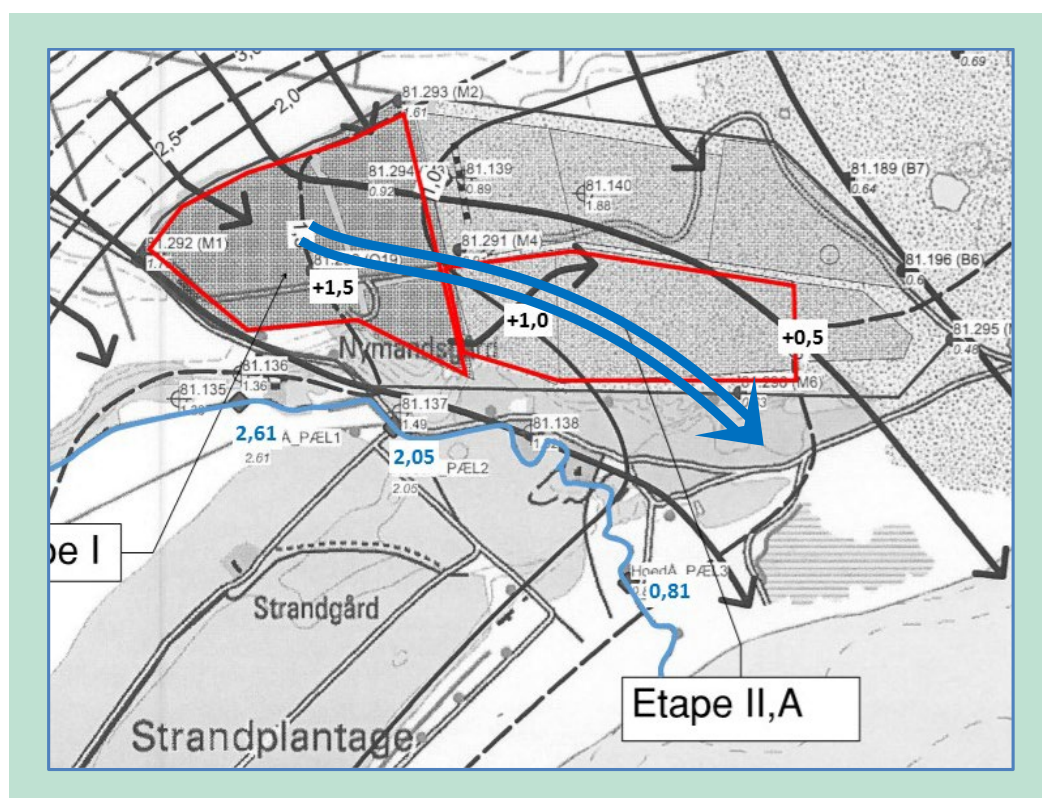
- Af tidsmæssige og ressourcemæssige hensyn er en nyanlagt etape III ikke inddraget. Risikovurderingen omfatter således etape I og etape II, A.
- Den tidslige periode som beregningerne omfatter:
 - Ved kildestyrkeberegningerne foretages en beregning for hver beregningsenhed, hvor der ses på den tidslige periode fra enheden blev anlagt/anlægges og frem til 500 år efter det år, hvor udsivning fra enheden til grundvandet blev påbegyndt.
 - Ved beregning af stoffernes transport i jord og grundvand samt opblanding i Kattegat ses på tidsperioden svarende til den enhed, der har den første udsivning til grundvandet. For Glatved vil det sige perioden fra 1984 til 2484.For uddybende forklaring, se i /E/ (Miljøstyrelsen, 2019) "Anvendelse af metodik....." kapitel 3.1

- På visse dele af deponeringsanlægget recirkuleres perkolat via en samletank. Der tages i selve risikoberegningerne ikke hensyn til recirkulering.
- Betydningen af recirkuleringen bør kvalitativt vurderes. I bilag 11 i /E/ (Miljøstyrelsen 2019) er betydningen af recirkulering beskrevet.

I beregningseksemplet er det valgt, at risikovurderingen udelukkende foretages i forhold til overfladevand (Kattegat). Der er ikke udpeget områder med drikkevandsinteresse eller særlig drikkevandsinteresse i lokalområdet ved Reno Djurs jf. BEK 1420 af 28. november 2018, men grundvandet er udpeget som regional grundvandsforekomst. Det bør afklares fremadrettet, hvordan grundvandsforekomster inddrages i en risikovurdering.

1.1.1 Beregningsenheder

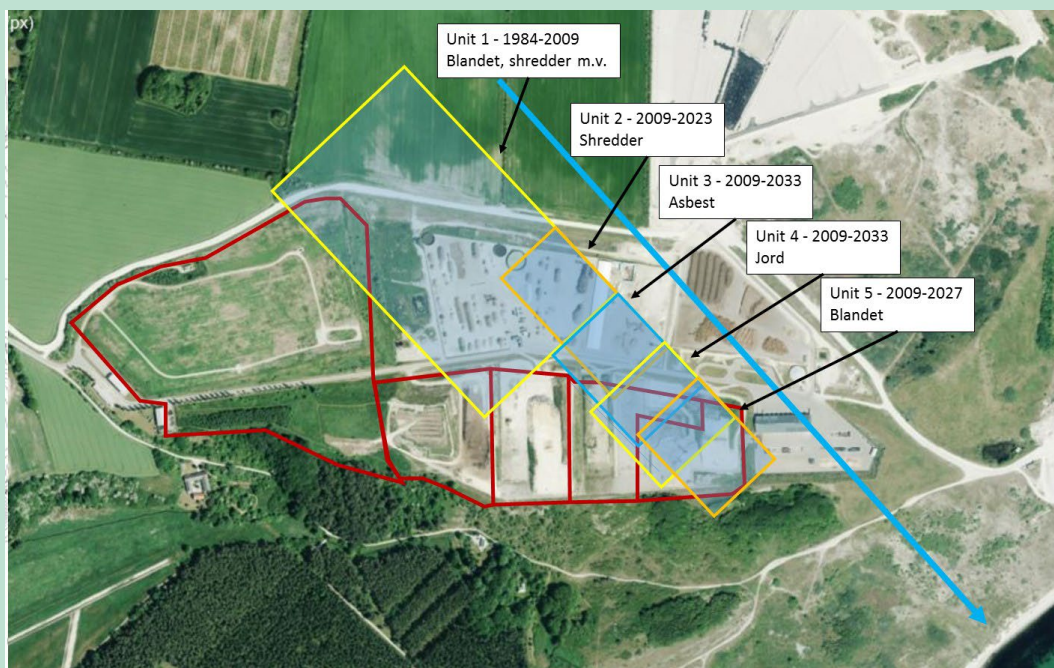
Deponeringsanlægget består, ud over etape I, af 12 deponeringsenheder på etape II, A. I forbindelse med gennemførelsen af risikovurderingen er anlægget delt op i 5 beregningsenheder svarende til beregningsenhed 1 (etape, I - blandet affald – nedlukket ukontrolleret losseplads), beregningsenhed 2 (shredderaffald), beregningsenhed 3 (asbestaffald), beregningsenhed 4 (jord) og beregningsenhed 5 (blandet affald), se FIGUR 5.1 og FIGUR 1.1.



FIGUR 1.1. Uddrag af FIGUR 4.4 der viser grundvandsstrømmen under deponeringsanlægget, med indtegnet strømningskanal for perkolatfanerne.

De hydrogeologiske forhold er således, at perkolatfanerne nedstrøms deponeringsenhederne kan forventes at falde i stort set samme strømkanal, se FIGUR 1.1.

Ved risikovurderingen er beregningsværktøjet GrundRisk Landfill anvendt til beregning af stoftransporten vertikalt under og horisontalt nedstrøms anlægget. For at kunne foretage beregningerne af stoftransporten er der foretaget en tilpasning af beregningsenhedernes form og geografiske placering. Enhederne er lagt i forlængelse af hinanden langs grundvandets strømretningen, idet de er placeret, så den reelle afstand til vandkanten er fastholdt, jf. FIGUR 1.2.



FIGUR 1.2. Kopi af FIGUR 5.3. Illustration af hvordan beregningsenhederne (benævnt units på figuren) konceptuelt lægges i forlængelse af hinanden langs strømningens retning og med den reelle afstand til vandkanten

1.1.2 Vandbalancer

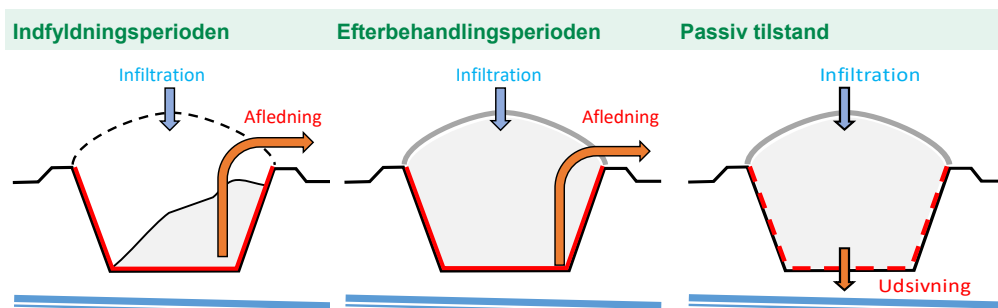
For hver beregningsenhed er der opstillet vandbalancer for henholdsvis indfyldningsperioden, efterbehandlingsperioden og for den passiv tilstand. I forhold til vandbalancerne kan beregningsenhederne opdeles i to typer:

- enheder, hvor der ikke sker nedsivning under opfyldning og efterbehandling, da perkolatet opsamles og bortpumpes (enheder med membran) samt
- enheder, hvor der sker nedsivning til grundvandet (enheder uden membran, eller med membran, men hvor perkolatet nedsives).

De vandstrømme, der er vurderet at være relevante at inddrage i vurdering af vandbalancen for enheder med membran (beregningsenhed 2 og 5) er vist i TABEL 1.1 og omfatter:

- Infiltration af nedbør til affaldet (i alle tre perioder)
- Perkolat afledt til rensning (i indfyldnings-, og efterbehandlingsperioden)
- Udsivning/nedsivning gennem bunden og eventuelt i siden (i passiv tilstand)

TABEL 1.1. Vandstrømme som indgår i vurderingerne for beregningsenhederne 2 og 5

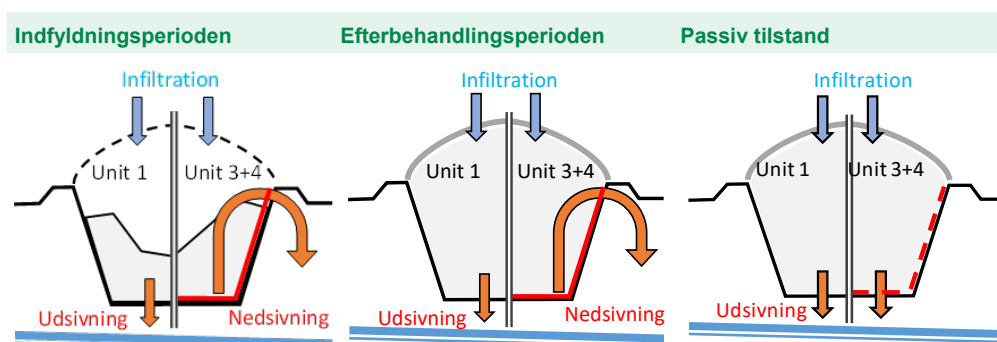


For beregningsenhederne 2 og 5 recirkuleres perkolat, der er opsamlet i en samlebrønd. I beregningerne ses der bort fra de recirkulerede perkolatmængder, idet perkolatproduktionen og dermed den fraførte perkolatmængde estimeres vha. DK-modellen. Det har i nærværende eksempel ikke været muligt at anvende de reelt fraførte perkolatmængder, da estimering heraf for de to beregningsenheder vil kræve en detaljeret massestrømsanalyse. I beregningerne betyder det, at den afledte perkolatmængde, som beregningerne foretages ud fra, ikke svarer til den perkolatmængde, der i virkeligheden er fjernet på det tidspunkt, hvor enhederne lukkes ned. Dette kan have betydning for vurderingerne, og bør derfor inddrages kvalitativt i vurderingerne.

For enheder uden membran (beregningsenhed 1) eller for enheder, hvor perkolatet nedsives (beregningsenhed 3 og 4), er følgende vandstrømme vurderet at være relevante at inddrage. Vurderingen er vist i TABEL 1.2 og omfatter:

- Infiltration af nedbør til affaldet (i alle tre perioder).
- Udsivning gennem bunden (i alle tre perioder for beregningsenhed 1), (for beregningsenhed 3+4 i passiv tilstand).
- Nedsivning gennem bunden (for beregningsenhed 3+4).

TABEL 1.2. Vandstrømme som indgår i vurderingerne for beregningsenhederne 1, 3 og 4



1.1.3 Stedsspecifik tilpasning af stofflisten

Som udgangspunkt er der i metodikken opstillet forskellige basisstofflister for forskellige affaldsklasser af deponeringsenheder. For Glatved deponeringsanlæg er risikovurderingen gennemført med en fælles bruttostofliste, idet perkolatfanerne nedstrøms deponeringsenhederne forventes at falde i stort set samme strømkanal. Der er således taget udgangspunkt i en bruttoliste, som indeholder summen af de stoffer, som optræder på basisstofflisterne for de deponeringsklasser, der her er relevante (blandet affald, shredderaffald (farligt affald) og mineralsk affald). De tilgængelige perkolatdata er gennemgået med henblik på eventuelt at tilføje stoffer til listen, som forekommer i perkolatet i betydelige koncentrationer, eller at fjerne stoffer fra listen, hvor koncentrationerne har vist sig at være meget lave. C_0 -værdier bestemmes for de enkelte beregningsenheder. Endelig skal det vurderes, om der for receptor er særlige krav til udvalgte stoffer, som også bør tilføjes stofflisten.

Gennemgangen af de tilgængelige analyser af perkolatet viste, at der ikke foreligger analysedata for alle de stoffer, der er på basisstofflisten (se TABEL 8.2 i Bilag 2). Det må anbefales, at monitoringsprogrammet fremadrettet omfatter alle stoffer, der er relevante for risikovurderingen. Som en indledende risikovurdering kan man for disse stoffer dog anvende default-værdier for C_0 , som er baseret på danske erfaringsdata (se tabel 5.3 i /A/ (Miljøstyrelsen, 2018a)). De anvendte defaultdata for C_0 bør efterfølgende bekræftes ved at inddrage stofferne i monitoringsprogrammet for perkolatet.

TABEL 1.3. – Uddrag af TABEL 8.2 i bilag 2 og af TABEL 5.7. Tabellen indeholder C_0 -værdierne for alle beregningsenheder (alle værdier er i $\mu\text{g/l}$). For de enkelte stoffer er desuden anført kappa-værdier og K_d -værdi jf. afsnit 5.4.5. Værdier med rødt angiver, at en default-værdi anvendes i mangel af en værdi baseret på analyser af perkolatet. Stoffer angivet med **fed** er stoffer fra basisstofflisten fra en eller flere af enhederne, mens øvrige stoffer er stedsspecifikke stoffer tilføjet på baggrund af analyser af perkolatet.

Stof	C_0 -værdier ($\mu\text{g/l}$)					Kappa (kg/l)	K_d (l/kg)
	BeregnEnh 1 (Etape 1)	BeregnEnh 2 (Shredder)	BeregnEnh 3 (Asbest)	BeregnEnh 4 (Jord)	BeregnEnh 5 (Blandet)		
Acenaphthen	4,77	0,48	0,012	0,012	0,18	F.I	1,7
Atrazin	8	F.I	F.I	F.I	F.I	F.I	0,058
Barium	1400	660	F.I	F.I	F.I	0,15	14
Bisfenol A	F.I	F.I	F.I	F.I	22	F.I	0,5
Bor	F.I	F.I	F.I	F.I	6.900	F.I	F.I
Fenol	4,8	F.I	F.I	F.I	5.100	3,4	0,0048
Fluoren	1,72	0,77	0,034	0,012	0,26	F.I	3
Jern (opløst)	186.000	69.000	180	430	1.700	1,63	F.I
Mangan	F.I	F.I	15	F.I	2.200	F.I	F.I
MCCP	190	F.I	F.I	F.I	F.I	F.I	0,0002
Molybdæn	10	120	F.I	F.I	45	0,35	15
Toluen	F.I	43	7,62	1,03	49	0,34	0,1
Triklorethylene	2,1	F.I	F.I	F.I	0,14	0,14	0,048
Xylener*	F.I	99	20	0,48	31	0,14	0,2

F.I. Findes ikke. Hvor det ikke har været muligt at finde en default kappa-værdi for det specifikke stof, kan risikovurderingen gennemføres med konstant kildestyrke for det pågældende stof ($\text{kappa}=0$). I de tilfælde, hvor der er tale om et stof der tilhører en stofgruppe, som her PAH, kan kappa-værdien for modelstoffet anvendes. Hvis C_0 kan ikke fastlægges ud fra analyser af perkolatet, og der foreligger ikke default-værdier for C_0 . I kildestyrkeberegningen er stofkoncentrationen sat til 0 $\mu\text{g/l}$. Ved manglende K_d -værdier for det pågældende stof er værdien sat til $K_d=0$ ved beregning med GrundRisk Landfill.

* Xylener er en stofgruppe omfattende o-, m- og p-xilen samt ethylbenzen: C_0 - og kappa - værdierne omfatter sum af xyleneerne, mens K_d -værdien er for p-xilen.

Estimering af kildestyrkekoncentrationerne for etape I er vanskelig, da der ikke sker en opsamling og analyse af perkolatet herfra. I stedet er C_0 -værdierne estimeret ud fra monitoringsdata af grundvandet, umiddelbart under etape I, og en tidligere vurderet opblanding af perkolatet i grundvandet. Beregningerne er udført så de forventes at føre til konservative antagelser ved fastsættelse af C_0 -værdier for etape I, jf. kapitel 5.4.4.

Supplerende stoffer

Som udgangspunkt er det antaget, at stoffer med $K_d > 15 \text{ l/kg}$ er så lavmobile, at de ikke vil nå frem til beregningspunktet inden for en 500-årig periode. Dette er dog en antagelse, der beror på, at den umættede zone under deponeringsanlægget er minimum 1 m, og at grundvandsstrømningen er mindre end 200 m/år.

Beregningerne med GrundRisk Landfill viste imidlertid, at med den ekstremt høje grundvands-hastighed, der er i området (635 m/år), vil en del af de stoffer, der betragtes som lavmobile, kunne nå frem til beregningspunktet inden for 500 år. Risikovurderingen er derfor suppleret med stoffer fra basisstofflisten og fra analyser af perkolatet for stoffer med K_d -værdier på op til 25 l/kg, desuden medtages bly og kobber, jf. TABEL 7.3.

TABEL 1.4. – Uddrag af TABEL 7.3 Tabellen indeholder C₀ værdierne for alle beregningsenheder (alle værdier er i µg/l). For de enkelte stoffer er desuden anført kappa- og Kd-værdier. Værdier med rødt angiver, at det er default-værdi, som anvendes i mangel af en værdi baseret på analyser af perkolatet. Stoffer angivet med **fed** er stoffer fra basisstofflisten, fra en eller flere af enhederne, mens øvrige stoffer er stedsspecifikke stoffer tilføjet på baggrund af analyser af perkolatet.

Stof	C ₀ -værdier (µg/l)					Kappa (kg/l)	Kd (l/kg)
	BeregnEnh 1 (Blandet)	BeregnEnh 2 (Shredder)	BeregnEnh 3 (Asbest)	BeregnEnh 4 (Jord)	BeregnEnh 5 (Blandet)		
Arsen	38,8	70	14	17	594	0,03	20
Bly	186	52	0,9	1	4,1	0,27	100
Cadmium	10,2	0,94	0,15	0,36	0,77	0,5	20
Fluoranthren	0,285	0,093	0,01	0,012	0,046	0,00086	34
Kobber	21,5	450	12	37	30	0,28	100
Krom (total)	476	34	8,3	4,2	87	0,18	23
Kviksølv	0,513	0,61	0,25	0,23	0,44	0,05	20
Nikkel	115	390	11,5	45	302	0,29	20
Pyren	0,305	0,078	0,01	0,01	0,036	F.I.	17
Zink	653	230	79	84	50	0,28	20

F.I. Findes ikke. Hvor det ikke har været muligt at finde en default kappa-værdi for det specifikke stof, kan risikovurderingen gennemføres med konstant kildestyrke for det pågældende stof (kappa=0).

1.1.4 Udpegning af relevante receptorer

Kysten (Kattegat) vurderes som den eneste receptor. Grundvandet under og nedstrøms deponeringsanlægget ligger i et område uden særlig drikkevandsinteresse (uden for OSD, OD og IO), men er i vandområdeplan 2015-2021 udlagt som drikkevandsforekomst.

Hoed Å vurderes at være beliggende opstrøms eller side-strøms for deponeringsanlægget, og vurderes derfor ikke at blive påvirket af perkolatet.

Der foreligger miljøkvalitetskrav (AOVK) for den specifikke receptor (Kattegat) for alle de stoffer, der fremgår af den stedsspecifikke stoffliste, dog med undtagelse af de uorganiske salte og næringsstoffer. Da de uorganiske salte forekommer i høje koncentrationer i saltvand, vurderes disse stoffer dog ikke relevante i forhold til risikovurderingen. Fastlæggelsen af kvalitetskrav fremgår af kapitel 5.4.3.

TABEL 1.5 – Uddrag af TABEL 5.9. Liste over mobile stoffer (Kd<15, eller Kd er ukendt) hvor der ikke findes et miljøkvalitetskrav i receptor. Røde tal angiver anvendelse af default-værdier.

Stoffer	Kd (l/kg)	Max C ₀ (µg/l)	AOVK (µg/l)
Cyanid	0	136	I.KK.
Fluorid	0	3.300	I.KK.
Klorid	0	4.000.000	I.KK.
Nitrat	0	10.500	I.KK.
Sulfat	0	4.000.000	I.KK.
Jern (opløst)	F.I.	186.000	I.KK.
Kalium	F.I.	1.162.000	I.KK.

I.KK	Intet kvalitetskrav
F.I.	Findes ikke.

1.2 Beregning

1.2.1 Kildestyrken

I metodikken indgår en estimering af kildestyrken som funktion af tiden. Kildestyrken udgøres af hhv. en stoffkoncentration i perkolatet og den udledte perkolatmængde som funktion af tiden. Stoffkoncentrationen i perkolatet modelleres som funktion af L/S-forholdet i kildestyrkemodellen, /B1/ (Miljøstyrelsen, 2018b). Til formålet skal modellen have C_0 -værdier for de stoffer, som skal indgå i vurderingen, samt kappa-værdi for hvert enkelt stof.

Værdien af C_0 bestemmes som den maksimale koncentration, der er registreret i perkolatet ved periodisk monitoring eller på baggrund af informationer fra den grundlæggende karakterisering.

L/S-forholdet angiver den akkumulerede vandmængde (L), der er sivet gennem affaldet, delt med den deponerede affaldsmængde (S). For enheder i enten efterbehandling eller passiv tilstand vil affaldsmængden (S) være konstant over tid, mens den akkumulerede vandmængde (L) er stigende over tid.

For enheder under opfyldning vil de forskellige dele af affaldet have meget varierende L/S-forhold – nydeponeret affald vil have meget lavt L/S-forhold, mens tidligere deponeret affald vil have højere L/S-forhold. Beregning af L/S-værdier for enheder under opfyldning er derfor vanskelig og ofte ikke mulig. I kildestyrkemodellen er det valgt, at L/S-forholdet for enheder under opfyldning er $L / (\frac{1}{2}S) = 2L/S$, hvor S som ovenfor nævnt er den samlede affaldsmængde, der deponeres på enheden og dermed konstant. Hvis affaldsmængden tilføres forholdsvis jævnt, vil $\frac{1}{2}S$ svare til den gennemsnitlige affaldsmængde over opfyldningsperioden.

En gennemgang af de tilgængelige perkolatdata for Glatved deponeringsanlæg har vist, at der ikke kan opstilles L/S-værdier for de eksisterende enheder. Enhederne i etape II, A modtager fortsat (eller er netop stoppet med at modtage) affald til deponering. For den nedlukkede etape I er der ikke perkolatsamling, hvorfor perkolatmængden ikke kan fastlægges med tilstrækkelig sikkerhed. Perkolatmængden bestemmes derfor ud fra nedbørsmængden, og L/S-forholdet er bestemt som beskrevet i kapitel 3.3.2 i /B1/ (Miljøstyrelsen, 2018b).

Kappa er en udvaskningskonstant, der kan bestemmes ud fra samhørende værdier af stoffkoncentrationer i perkolatet og L/S-forholdet. For ingen af de 6 beregningsenheder er det muligt at bestemme disse samhørende værdier, hvorfor grundlaget for at bestemme stedsspecifikke kappa-værdier ikke er tilstede. Kildestyrkebestemmelsen baseres derfor på anvendelse af default-værdier for kappa.

1.2.2 Stofftransport i jord og grundvand

I beregningseksemplet er det valgt at anvende GrundRisk Landfill til bestemmelse af stoftransport i umættet og mættet zone.

Inddata til transportmodellen indtastes i GrundRisk Landfill som vist i FIGUR 1.3 og omfatter, ud over kildestyrken som funktion af tiden og geometrien af de enkelte beregningsenheder, også data om de hydrogeologiske forhold i jord og grundvand. Disse data er tidligere blevet estimeret for anlægget i forbindelse med en risikovurdering udarbejdet i anden sammenhæng, og omfatter:

- Grundvandshastigheden, estimeret på basis af potentialeforhold og tidligere fundne permeabiliteter for anlægget
- Tykkelsen af akviferen, hvor grundvandsstrømningen sker
- Akviferens porøsitet
- Dispersivitet, både langsgående, tværgående og horisontalt.

Øvrige væsentlige parametre er;

- Afstanden fra deponeringsanlægget til receptor, som er skønnet på basis af de geometriske forhold og strømningsforholdene for grundvandet i området (POC)
- Afstanden fra bund af affaldsenhederne til grundvandsspejlet
- Stofrelaterede konstanter; Kd-værdier og evt. nedbrydningskonstanter for de enkelte stoffer, både i umættet og i mættet zone. Disse er fundet ved hjælp af stofdatabasen i JAGG 2.1 (ligger som et skjult og skrivebeskyttet faneblad i JAGG 2.1) og /17/ (Miljøstyrelsen, 2013).

Affald_A_multiple

<< Back to the main menu Load model inputs

Source inputs

5 Select the number of different units of the landfill

450; 252; 183; 153; 165 [m] Source length. Lx1; Lx2; etc.

277; 113; 134; 151; 124 [m] Source width. Ly1; Ly2; etc.

1.5; 1.5; 1.5; 1.5; 1.5 [m] Vertical distance to aquifer. z1; z2; etc.

814; 691; 614; 553; 452 [m] Point of compliance

Select the number of units first and then load the time series: Load the input time series

C:\Users\tvb\OneDrive - COWI\Documents\1 risikovurdering lossepladser\Glatved\ndput data\01 Klorid_glatved.txt

Specify the units overlapping in the groundwater flow direction creating different aggregated plumes. Each unit must be entered at least once.

Plume 1 1,2,3,4,5

Plume 2 None

Plume 3 None

Plume 4 None

Plume 5 None

Plume 6

Vertical transport parameters

It can be omitted by setting vertical distances (z1, z2, etc.) = 0 m

1 [-] Retardation factor

0 [1/day] First order degradation rate

0.18 [-] Water content

Horizontal transport parameters

10 [m] Thickness of the aquifer

635.1/365 [m/day] Groundwater velocity

0 [1/day] First order degradation rate

0.225 [-] Porosity

2.4773 [m] Longitudinal dispersivity

0.2477 [m] Transversal dispersivity

0.1239 [m] Vertical dispersivity

0.3/365 [m/day] Recharge

1 [-] Retardation factor

Save all the inputs (optional)

Choose the file name (The input time series is not saved).
The file is saved in the same folder as the input time series file

Inputs_ Glatved_klorid_R=1 Save

Outputs

Choose Output file name.
The output is saved in the same folder as the input file

Out_ Glatved_klorid_R=1 .txt RUN

FIGUR 1.3. Et eksempel på skærmbillede til indtastning af data i GrundRisk Landfill. Skærmbilledet er for risikovurdering af fem enheder, hvor bunden af affaldscellen er beliggende over grundvandsspejlet (Type A – multiple)

1.2.3 Receptor

Som nævnt i kapitel 1.1.4 vurderes det, at kystvandet (Kattegat) er den eneste receptor.

Vurderingen af påvirkningen i POC (overfladevandet) kan opdeles i flere trin:

- I første trin udføres stofudvælgelsen, hvor perkolatkoncentrationen C_0 sammenlignes med miljøkvalitetskrav i receptor, idet der anvendes en fortyndingsfaktor på 5 ($NA > 5$). Hvis $C_0 > 5$ gange miljøkvalitetskravet indgår stoffet i risikovurderingen.

- I andet trin foretages en sammenligning af den maksimale koncentration ($C'_{\max}$) ved POC beregnet ved anvendelse af kildestyrkeberegninger og efterfølgende transportberegning med GrundRisk Landfill. Hvis $C'_{\max} >$ miljøkvalitetskravet medtages stoffet til trin tre.
- I tredje trin foretages en beregning af en koncentration i blandingszonen, idet der tages udgangspunkt i den maksimale stofflux (J') ved POC beregnet med GrundRisk Landfill og en fortyndingsfaktor, jf. ligning 5 i kapitel 6.3.

Estimering af fortyndingen i receptor er bestemt ud fra Miljøstyrelsen "dashboard", hvor den i kystvandet ud for Glatved er angivet til ca. 4330 gange for en vandflux på 0,1 l/s.

1.3 Resultater og vurdering

Der er gennemført en beregningsmæssig risikovurdering for en række stoffer, som er vurderet relevante for deponeringsanlæggets etape I og II, A, på baggrund af tilgængelige data, og hvor der samtidigt er fastsat et miljøkvalitetskrav i receptor (Kattegat). Stofferne fremgår af tabellen nedenfor.

Der er desuden udført beregninger for næringsstofferne kvælstof og fosfor.

TABEL 1.6. – Sammenfatning af tabellerne TABEL 7.1, TABEL 7.2, TABEL 7.3 og TABEL 7.4

Forventede maximal koncentration i grundvandet umiddelbart inden udløb til havet ($C'_{\max\text{GV}}$) samt årstal for, hvornår denne værdi forventes. De stoffer, der er angivet med blå **fed** skrift er fra basisstofflisten. C_0 -værdier angivet med rød er default-værdier, da der ikke foreligger analyser af perkolatet for disse stoffer. Værdier angivet med grøn skrift er udregnet ud fra målte stofkoncentrationer i perkolatet.

Stof	Max C_0 ($\mu\text{g/l}$)	AOVK ($\mu\text{g/l}$)	$C'_{\max\text{GV}}$ ($\mu\text{g/l}$)	Nødvendig attenuering (AOVK)	År $C'_{\max}$ (Årstal)	Max udled- ning J' (kg/år)	Konc. i blanding- szonen (C_{res}) (μl)
Acenaphthen (PAH)	4,77	0,38	0,54	1,4	2019	0,21	0,015
Atrazin	8,00	0,6	0,22	0,37	2018		
Barium (Ba)	1.400	5,8	182	31	2305	72	5,3
Bisfenol A	22	0,01	<0,001	-			
Bor (B)	6.900	94	170	1,8	2484	30	2,2
Ethylbenzen	26	2	0,03	0,02	2408-2481		
Fenol	5.100	0,77	<0,001	-			
Fluoren	1,72	0,23	0,23	1	2073		
Jern (opløst)	186.000	-	530	-	2018	205	15
Mangan (Mn)	2.200	150	54	0,36	2484		
Meklorprop (MCCP)	190	1,8	2,5	1,4	2018	1	0,073
Molybdæn (Mo)	120	6,7	3	0,45	2380		
Toluen	49	7,4	0,4	0,05	2061		
Trikllorethylen omsat til VC	2,10 (1,05)	10 0,05	3 1,5	0,3 30	2210 – 2481	0,55 0,28	0,0403 0,021
Xylener (o-,m-, p-xyl + ethyl- benzen)	99	1,0	0,8	0,8	2210-2481		
Arsen	594	0,6b	20	33	2458	5	0,366
Bly	186	1,3	<0,001		>2481		

Stof	Max C ₀ (µg/l)	AOVK (µg/l)	C' _{max} GV (µg/l)	Nødvendig attenuering (AOVK)	År C' _{max} (Årstal)	Max udled- ning J' (kg/år)	Konc. i blanding- szonen (C _{res}) (µ/l)
Cadmium	10,2	0,2	0,77	3,9	2456	0,30	0,022
Fluoranthen	0,285	0,0063	<0,001		>2481		
Kobber	450	1b	<0,001		>2481		
Krom (total)	476	3,4	38	11	2484	14,7	1,07
Kviksølv	0,61	0,07	0,091	1,3	2457	0,03	0,002
Nikkel	390	8,6	19	2,2	2457	5,7	0,418

Resultaterne af de gennemførte beregninger viser, at koncentrationsbidragene efter fortynding i receptor ikke i sig selv vil overstige miljøkvalitetskravene for de stoffer:

- som kan forventes at nå receptor inden for en tidshorisont på 500 år
- hvor der er fastsat et miljøkvalitetskrav for andet overfladevand (AOVK)
- hvor der enten forefindes analysedata eller er anvendt default-værdier.

Af de 25 stoffer, der er gennemført beregninger for, er det barium, trikllorethylen, arsen og pyren, som fordrer de højeste fortynding i receptor på mellem 25 og 33 gange. Det skal bemærkes, at for netop barium og trikllorethylen er der anvendt default C₀-værdier, hvorfor man ikke bør tillægge resultaterne for stor betydning, før de anvendte default-værdier er bekræftet. For de øvrige stoffer er behovet for fortynding mindre end en faktor 11 for at kunne overholde miljøkvalitetskravene. For 9 stoffer er de beregnede koncentrationer i grundvandet lavere end miljøkvalitetskravene i kystvandet.

Med beregninger af opblanding i receptor (Kattegat) viser risikovurderingen, at udsivningen af miljøfarlige forurenende stoffer fra deponeringsanlægget ved Glatved ikke vil forårsage overskridelse af miljøkvalitetskravene for Kattegat ved overgang til passiv tilstand efter 30 års efterbehandling, forudsat at deponeringsanlægget er den eneste kilde til påvirkning af receptor. Der er i vurderingerne taget hensyn til påvirkningen fra den nedlukkede etape I og til baggrundskoncentrationerne i såvel grundvand som overfladevand, i det omfang at disse foreligger.

Resultaterne tyder endvidere på, at det er perkolat fra etape I, som vil bidrage med den største påvirkning af grundvand og overfladevand, hvilket ikke er overraskende, idet etape I dels er mere end 25 % (arealmæssigt) større end etape II, A (de øvrige enheder tilsammen), dels er anlagt uden membran og perkolatopsamlingsystem.

Ovennævnte konklusion skal ses i lyset af, at:

- For de stoffer, hvor der er anvendt defaultdata herunder specielt stofkoncentrationer i perkolatet og eventuelle kappa-værdier, bør disse eftervises.
- Resultaterne af beregningerne, som viser deponeringsanlæggets bidrag til receptor af miljøfarlige forurenende stoffer, skal vurderes i relation til påvirkningen fra andre kilder til udledning af de samme stoffer til samme receptor.

Det bør sikres, at der i perkolatet fra alle enheder fremadrettet bliver analyseret for de stoffer, som findes på basisstoflisten for den enkelte affaldstype. Formålet vil være efterfølgende at kunne basere opfølgende risikovurderinger på anvendelsen af stedsspecifikke data.

For enheder, hvor stoffet ikke fremgår af basisstoflisten skal det overvejes, om stoffet medtages i monitoringsprogrammet for perkolat i kortere eller længere tid. For stoffer, hvor risikovurderingen viser, at stofferne overskrider eller er tæt på at overskride værdierne i POC, bør stoffet indgå i monitoringsprogrammet for perkolat for alle enheder.

Resultaterne af beregninger for næringsstofferne viser, at den maksimale påvirkning af kystvandet er sket i årene, inden nærværende risikovurdering er foretaget, og at udsivningen til grundvandet og kystvandet er stærkt faldende fra ca. 40 tons/år i 2012 til ca. 20 tons/år i 2021 og ca. 7 tons i år 2100. Dette skal sættes i relation til baseline og reduktionsmål i vandområdeplan 2015-2021, hvoraf det fremgår, at belastningen i 2012 var på 873,8 tons/år fra hovedvandopland 1.6 Djursland, og målbelastningen på 1078,5 tons/år i 2021 (jf. bilag 2 – hovedvandopland 1.6 Djursland, Åbne vandområder Gr. II- Kattegat ID 140). Udsivningen til Kattegat udgjorde således ca. 5 % af baseline i 2012 og forventes at udgøre ca. 2 % af målbelastningen i 2021. Udviklingen i påvirkningen af overfladevandet er dermed i overensstemmelse med miljømålet om god økologisk tilstand og i tråd med den indsats, der gøres for at mindske udsivningen af ammonium. Hvorvidt deponeringsanlægget lever fuldt op til vandområdeplanen, vil skulle afklares i dialog med myndighederne.

Stoffer, hvor der ikke er grundlag for en beregningsmæssig risikovurdering

For de tre stoffer i nedenstående tabel, er der ikke grundlag for at foretage en beregningsmæssig risikovurdering, idet der ikke foreligger anvendelige C_0 -værdier, hverken i form af resultater fra analyse af perkolatet eller default-værdier.

TABEL 1.7 – Kopi af TABEL 5.10. Liste over stoffer for hvilke der ikke kan estimeres en C_0 -værdi, idet der ikke foreligger stofkoncentrationer i perkolatet eller default-værdier.

Stoffer	Kd (l/kg)	Max C_0 (µg/l)	AOVK (µg/l)
Klorfenoler	0,22	F.I.	0,34*
Selen (Se)	5	F.I.	0,08
Vanadium (V)	F.I.	F.I.	4,1

* Miljøkvalitetskravet er for modelstoffet 2,6 diklorfenol

F.I. Findes ikke

Alle tre stoffer er opført på basisstofflisten for blandet affald. Selen er desuden på basisstofflisten for shredderaffald og for "nedlukkede og ukontrollerede lossepladser". Alle tre stoffer regnes for mobile (Kd kendes dog ikke for Vanadium), og der er fastsat miljøkvalitetskrav i havet (andet overfladevand) for alle tre stoffer. Det anbefales derfor, at alle tre stoffer indgår i den fremtidige monitoring for de relevante enheder.

2. Indledning

Dette notat indeholder et eksempel på, hvordan en vurdering af risiko i forhold til overfladevand ved deponering af affald kan gennemføres ved anvendelse af en metodik udviklet af Miljøstyrelsen, Dansk Affaldsforening og DepoNet. Eksemplet er gennemført alene med det formål at demonstrere anvendelsen af de beregningsværktøjer, som er udviklet til metodikken. Resultaterne udgør en væsentlig del af en risikovurdering ved deponering af affald.

En uddybende beskrivelse af hvordan metodikken anvendes i en stedsspecifik vurdering findes i "Sammenfatning af metodik til risikovurdering ved deponering af affald" /E/ (Miljøstyrelsen, 2019).

2.1 Formålet med at gennemføre en risikovurdering

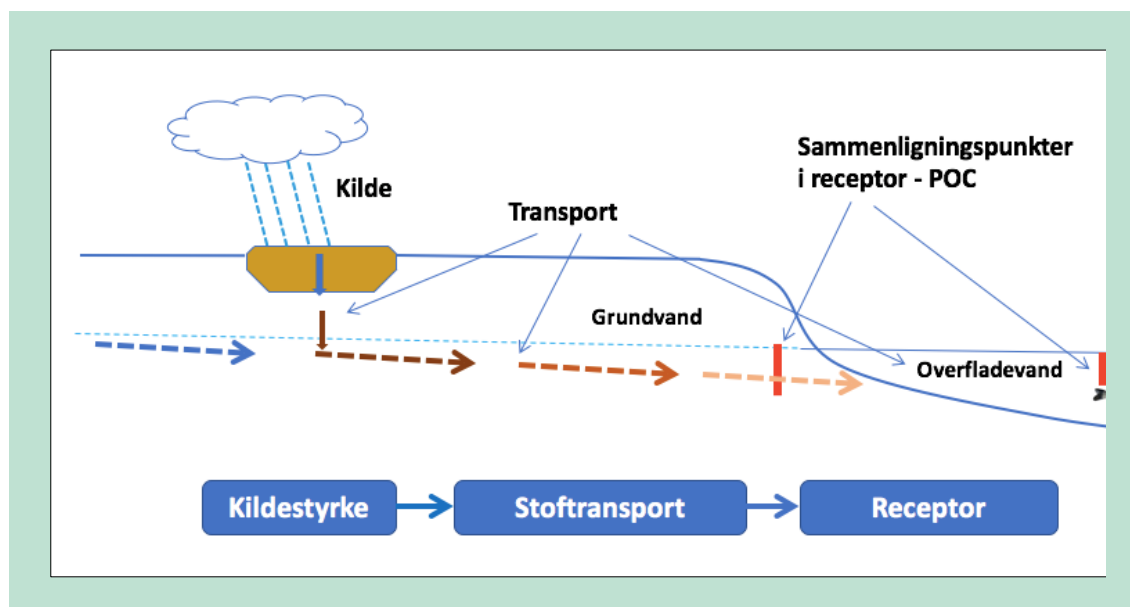
Nærværende risikovurdering er gennemført for Glatved, som er et kystnært deponeringsanlæg. Deponeringsanlægget består af en nedlukket enhed (etape I) samt flere igangværende enheder (etape II, A). Af hensyn til omfanget af risikovurderingen, er der i denne vurdering ikke taget hensyn til nye deponeringsenheder (etape III, A), som der er givet miljøgodkendelse til af Norddjurs Kommune (afgørelse fra 2014, stadfæstet af NMKN i 2015). Det antages, at de videreførte deponeringsenheder på etape II, A vil have en efterbehandlingstid på 30 år.

Formålet med denne risikovurdering er at undersøge, hvorvidt det med anvendelse af stedsspecifikke data kan forventes, at miljøkvalitetskrav til miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevandet i receptor – Kattegat – vil kunne overholdes ved overgang til passiv tilstand efter 30 års efterbehandling.

Vurderingen omfatter ikke vurdering af påvirkning af sediment og biota, Natura 2000 og Bilag IV-arter, ligesom der ikke medtages andre kilder der måtte befinde sig i området, og som vil kunne give anledning til påvirkning med de samme stoffer, dvs. i forvejen forekommende koncentrationer og naturlige baggrundskoncentrationer.

3. Principper

Nærværende miljørisikovurdering er gennemført på basis af retningslinjerne angivet i "Sammenfatning af metodik til risikovurdering ved deponering af affald" – se /E/ (Miljøstyrelsen, 2018). Metodikken er konceptuelt vist i FIGUR 3.1.



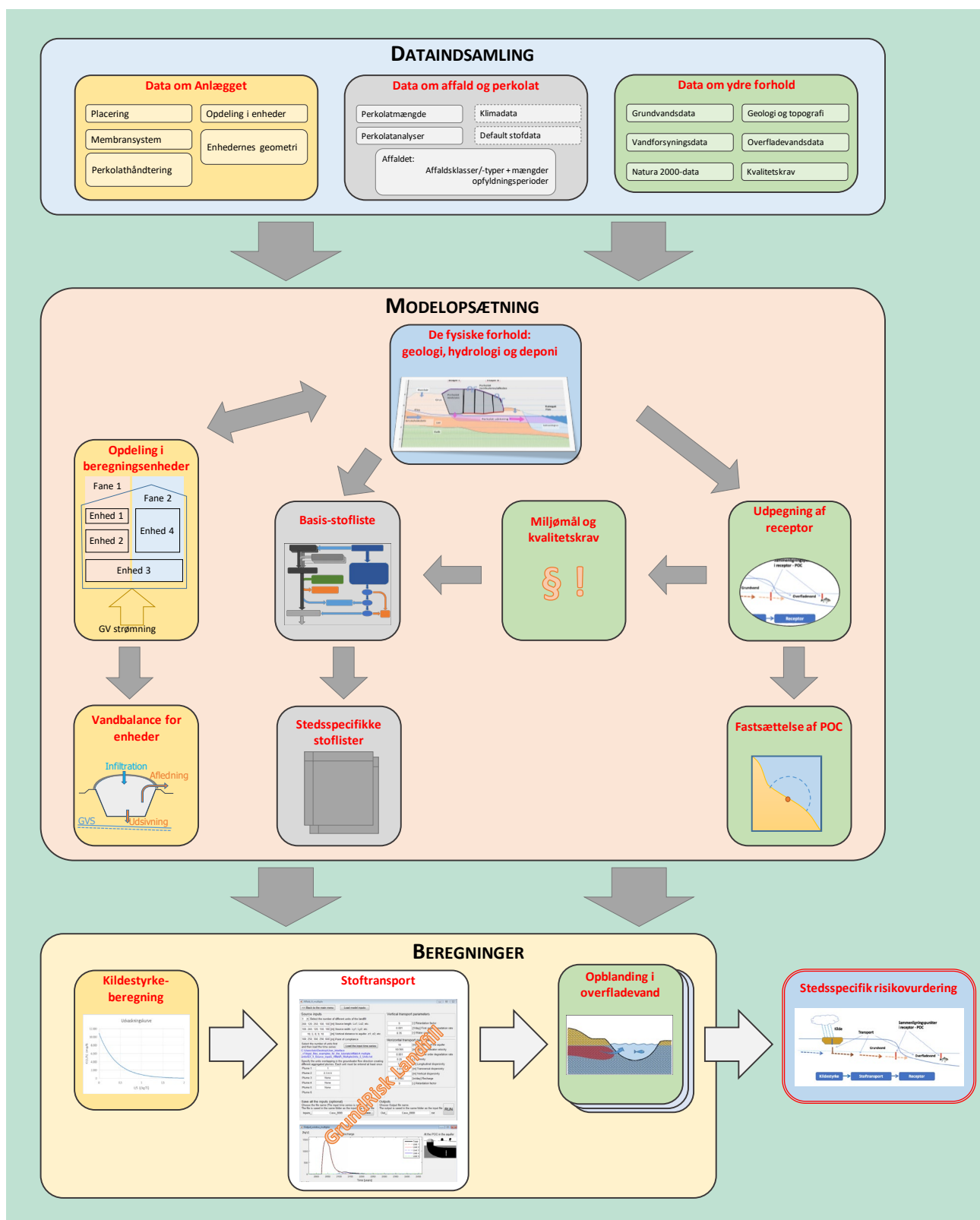
FIGUR 3.1. Overordnet konceptuel model for metodik for risiko ved deponering af affald i forhold til grundvand og overfladevand Miljøstyrelsen (2018a)

Metodikken omfatter følgende elementer som illustreret i FIGUR 3.1:

- Estimering af stoffrigivelse fra kilden som funktion af tiden
- Estimering af transport af de miljøfarlige forurenende i umættet zone under deponeringsanlægget samt stoftransport i grundvandszonen
- Udsivning til, opblanding i og vurdering af påvirkning af overfladevandsreceptor fra de miljøfarlige forurenende stoffer og næringsstoffer fra deponeringsanlægget, som transporteres via grundvandsstrømningen.

Der er udviklet en række værktøjer til brug for risikovurderingerne i hvert trin.

Opsætning og anvendelse af risikovurderingsværktøjet er illustreret i FIGUR 3.2 og beskrevet i detaljer i "Sammenfatning af metodik til risikovurdering ved deponering af affald" /E/ (Miljøstyrelsen, 2018).



FIGUR 3.2. Illustration af arbejdsgang ved risikovurderingen.

4. Dataindsamling

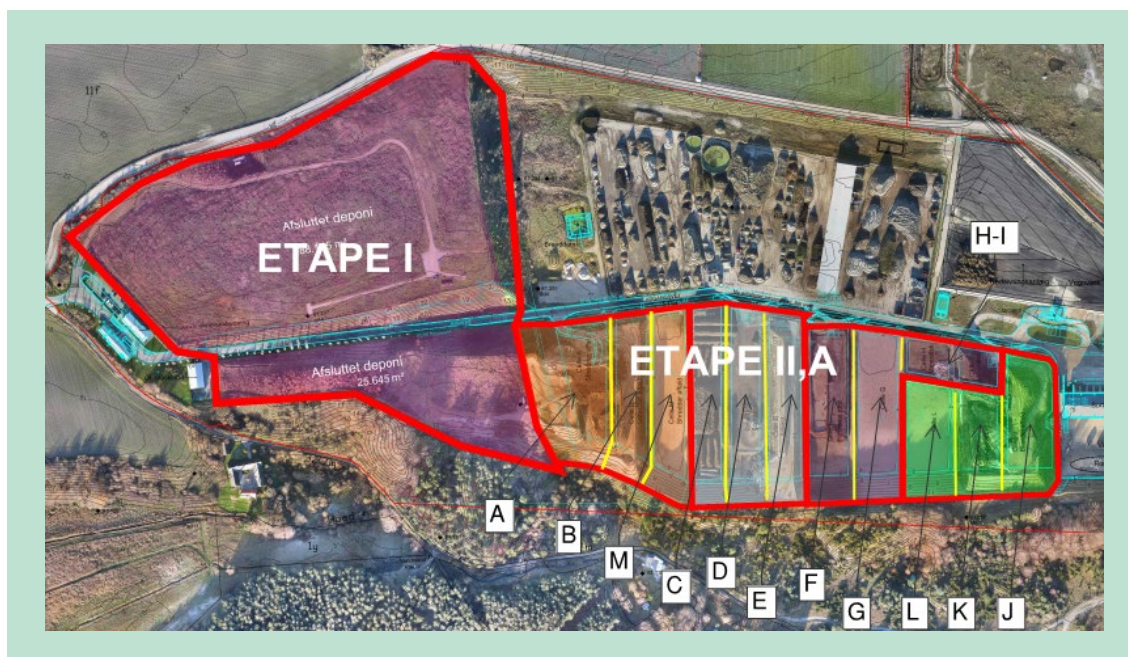
4.1 Data vedrørende anlæggets fysiske udformning

4.1.1 Stamdata

TABEL 4.1. Stamdata og kildemateriale.

Placering	
Adresse	Nymandsvej 11, 8759, Balle
Matrikel	Glatved By, Hoed, 11d
Koordinater	UTM 32N ETRS S89 (øst, nord): 615.129; 6.240.148
Opdeling	Deponeringsanlægget er opdelt i to etaper. Etape I og etape II, A. Etape II, A er underopdelt i tretten deponeringsenheder med særskilt membran og perkolatopsamling i hver enhed som vist FIGUR 4.1, mens etape I er en enkelt stor gammel etape uden perkolatopsamling.

Kildemateriale	
Reference /1/	Århus Amt, Afgørelse om Overgangsplan – Påbud vedrørende nedlukning: Reno Djurs I/S, etape I, Glatved, m. bilag.
Reference /2/	Århus Amt, Miljøgodkendelse og dispensation fra Naturbeskyttelsesloven, for Reno Djurs I/S, Glatved – etape II, A
Reference /3/	COWI, Perkolatmængder og analysedata fra Reno Djurs I/S' årsrapportering 1984 – 2017
Reference /4/	COWI, Detailprojekt for etape II, A – 2006
Reference /5/	COWI, Opdateret hydrogeologisk model for Reno Djurs I/S deponeringsanlæg ved Glatved, november 2008



FIGUR 4.1. Opdeling af deponeringsanlægget i deponeringsenheder, etape I er én stor deponeringsenhed, mens etape II, A opdeles i tretten enheder (A-M).

TABEL 4.2. Sammenfatning af oplysninger om de grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold.

Grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold		Enheder/celler	Etape I (beregningssenhed 1) Blandet, Shredder, slagter, jord	Etape II, Enhed A, B, M (beregningssenhed 2) – Shredder	Etape II, Enhed C, D, E (beregningssenhed 3) – Asbest	Etape II, A Enhed F, G, H-I (beregningssenhed 4) Jord/mineralisk	Etape II, A Enhed J, K, L (beregningssenhed 5) Blandet	Se reference
Oplysninger om placering og indretningen:								
Oplysninger om enhedens placering (UTM E89 S32 koordinater for enhedens nedstrøms kant)	M	E: 613988 N: 6240964	614133 6240931	614251 6240926	614251 6241041	614522 6240942	M	
Beskrivelse af membran- og perkolatopsamlingssystemer	-							
o Geologisk barriere		Nej	Ja	Ja	Ja	Ja		
• Tykkelse	m	-	> 0,5 m	> 0,5 m	> 0,5 m	> 0,5 m	/4/	
• Permeabilitetskoefficient	m/s	-	k<10-9 m/s	k<10-9 m/s	k<10-9 m/s	k<10-9 m/s		
o Bundmembran		Nej	1,5 mm HDPE				/4/	
o Perkolatopsamlingssystem		Nej	Ja				/4/	
o Dræn- og beskyttelseslag		-	0,5 m drængrus					
o Bortledningselement		-	Stenfaskiner og drænrør					
o Viden om eventuelle lækager i systemet og om membransystemets effektivitet	m³/år	Alt perkolat ned-sives gennem bunden	Ingen lækage	Alt perkolat ned-sives iht. tilladelse	Ingen lækage		/3/	
o Mulighederne for at registrere og prøvetage perkolatet ift. inddelingen af anlægget		Nej – Prøveudtagning af grundvandsboring O19	Perkolatmængder registreres separat for hver enhed, og der udtages prøver separat for hver enhed. For beregningsenhed 2 og 5 kan disse imidlertid være påvirket af, at der foregår recirkulering på disse to beregningsenheder.				/3/	

Grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold	Enheder/celler	Etape I (beregningssenhed 1) Blandet, Shredder, slagter, jord	Etape II, Enhed A, B, M (beregningssenhed 2) – Shredder	Etape II, Enhed C, D, E (beregningssenhed 3) – Asbest	Etape II, A Enhed F, G, H-I (beregningssenhed 4) Jord/mineralisk	Etape II, A Enhed J, K, L (beregningssenhed 5) Blandet	Se reference
Arealet af beregningsenheden	m ²	124.500	28.500	24.700	23.200	20.600	/4/
Længden af beregningsenhed i grundvandets strømningsretning.	M	450	252	183	153	165	/4/
Bredden af beregningsenhed vinkelret på grundvandets strømningsretning	M	277	113	135	152	125	/4/
Afstand i grundvandets strømningsretning fra beregningsenhedens mest nedstrøms punkt	M	362	239	162	101	0	/4/
Placeringen af beregningsenhedens bund (kote)	mDVR	Benyttes ikke, da transportmodulet benytter tykkelsen af den umættede zone hhv. angivelse af akviferens tykkelse som input					
Slutafdækningen: Tykkelse, materialer, beplantning, belægning (til vurdering af infiltrationen)		Infiltrationen estimeres på grundlag af DK-modellen (INF-A) – se også under "Klimadata". Min. 0,8 m mineraljord og 0,2 m muld. Tilsæt med græs og til plantes med lav beplantning					
Estimat af evt. afstrømmende overfladevand på slutafdækning	m ³ /år	0	0	0	0	0	/4/
Driftsoplysninger:							
Årstal for påbegyndelse af deponering	årstal	1984	2009	2009	2009	2009	/3/
Årstal for etableringen af slutafdækningen	årstal	I flere tempi i perioden 1995 til 2009	2016-2023	2033	2033 (er antaget det samme som længst-varende af de øvrige enheder)	2027	/2/ /3/
Årstal for overgang til passiv tilstand (forventet)	årstal	2039	2053	2063	2063	2057	/2/
Fraførte perkolatmængder		Alt perkolat fra etape I (beregningssenhed 1) nedsives gennem bunden af enheden. Der foretages recirkulering over enheder med shredderaffald (beregningssenhed 2) og blandet affald (beregningssenhed 5). Fra enheder med forurennet jord (beregningssenhed 3) og asbest (beregningssenhed 3) nedsives perkolatet. Registrerede perkolatmængder, der fraføres anlægget kan således ikke direkte benyttes i risikovurderingen					
Tilført perkolat fra andre enheder og/eller rent vand							
Estimat af evt. tilstrømmende overfladevand							

¹ I beregningerne af L/S-forholdet ses der bort fra recirkulering af perkolat.

4.2 Affaldstyper og perkolatdata

TABEL 4.3. Sammenfatning af oplysninger om affaldstyper, og om håndtering af perkolat.

Grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold		Enheder/celler	Etape I (beregningssenhed 1) Blandet, Shredder ,slagget, jord	Etape II, Enhed A, B, M (beregningssenhed 2) – Shredder	Etape II, Enhed C, D, E (beregningssenhed 3) - Asbest	Etape II, A Enhed F, G, H-I (beregningssenhed 4) Jord/mineralsk	Etape II, A Enhed J, K, L (beregningssenhed 5) Blandet	Se reference
Affaldet i den enkelte beregningsenhed								
Evt. klassificering			Kystnært beliggende etape til blandet affald	FA1	MA1	MA1	Kystnære enheder til blandet affald	/2/
Affaldsklassen og eventuelt affaldstyper	-		Blandet affald Husholdnings- og industriaffald, forbrændings slagget, asbest, shredderaffald - ingen oplysninger om deponering af kemikalieaffald	Farligt affald: Shredder-affald	Mineralsk affald Asbestaffald	Mineralsk affald Forurennet jord, PCB-holdigt affald	Blandet affald:	/2/
Affaldsmængden / kapaciteten i beregningsenheden i vægt og/eller rumfang	m ³ eller tons	1.776.500 m ³ 1.776.500 t	382.600 m ³ 329.400 t	414.100 m ³ 227.200 t	340.200 m ³ 456.200 t	285.800m ³ 458.800 t		/3/
Gennemsnitstykkelser og rumvægt af affaldet	M	14,3	13,4	16,8	14,7	13,9		/3/
	t/m ³		ca. 0,86	ca. 0,55	ca. 0,86	ca. 1,61		/3/
Fremtidige affaldsmængder	t/år							/3/
Resultater af eventuelle udvaskningsforsøg fra karakterisering eller andet	-	Der foreligger ikke udvaskningsforsøg	Der foreligger grundlæggende karakterisering af shredderaffaldet ¹	Der foreligger ikke udvaskningsforsøg				/4/
Samhørende registreringer af stofkoncentrationer i perkolatet og perkolatmængder fra slutafdækkede enheder	-	Der foreligger ikke perkolat prøver fra beregningsenhed 1	Der er ikke samhørende registreringer af analyse af perkolatet (koncentrationer) og perkolatdannelse, der kan danne grundlag for en stedsspecifik estimering af kappa-værdier – da der endnu ikke er slutafdækkede enheder med perkolatopsamling og der recirkuleres over to af enhederne. Der benyttes derfor default-værdier for kappa for de betragtede stoffer.					/3/

¹ Det har af tidsmæssige hensyn ikke været muligt at inddrage grundlæggende karakteriseringsdata til estimering af stedsspecifikke kappa- og C₀-værdier.

4.3 Vandstrømme

TABEL 4.4 indeholder en sammenfatning af oplysninger om perkolatproduktion, der indgår i vurdering af vandstrømmene.

TABEL 4.4. Sammenfatning af oplysninger om affaldstyper og håndtering af perkolat.

Grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indreningsmæssige forhold	Enheder/celler	Etape I (beregningssenhed 1) Blandet, Shredder-affald, slagge, jord	Etape II, Enhed A, B, M (beregningssenhed 2) – Shredder	Etape II, Enhed C, D, E (beregningssenhed 3) - Asbest	Etape II, A Enhed F, G, H-I (beregningssenhed 4) Jord/mineralsk	Etape II, A Enhed J, K, L (beregningssenhed 5) Blandet affald	Se reference
Affaldet i den enkelte beregningsenhed							
Evt. registreringer af lokale klimadata (nedbør og fordampning) som døgnværdier, månedsværdier eller årsværdier.	mm/år, mm/md, mm/dag	På deponeringsanlægget estimeres perkolatproduktionen ud fra DMI-GRID data og en toplagsmodel. I nærværende beregningseksempel er DK-modellen dog benyttet til dette. Der benyttes derfor infiltrations metodik INF-A.					/3/

4.3.1 Lækage under aktiv drift

Hele etape I er etableret uden membran- eller perkolatsamlingsystem. Perkolatet må derfor antages at nedsive gennem bunden af etappen – både i perioden med indfyldning af affald og i efterbehandlingsperioden. Det er derfor ikke muligt at estimere infiltrationen ud fra målinger af perkolatdannelsen. I stedet benyttes en beregningsmodel baseret på DK-modellen (INF-A) til estimering af perkolatmængderne. Dette er nærmere beskrevet under klimadata kapitel 5.2.2, ligesom modellen er beskrevet i /A/ (Miljøstyrelsen, 2018a).

Enhederne med asbest og enhederne med jord/inert affald i etape 2 (enhederne C, D, E + F, G, H og I) er etableret med membran og perkolatsamlingsystem, men der er givet tilladelse til nedsivning af perkolatet fra disse enheder. Estimering af perkolatmængder udføres derfor ligeledes efter DK-modellen (INF-A).

Enhederne med shredderaffald og blandet affald er anlagt med membran og perkolatsamlingsystem, og der foretages recirkulering af perkolatet over enhederne fra samletank. Dette er nærmere beskrevet under vandbalance og klimadata i driftsituationen kapite 5.2.1.

4.3.2 Til- og afstrømmende overfladevand



FIGUR 4.2. Luftfoto af omgivelserne omkring Glatved. Fotoet til venstre fremhæver højdeforskelle i terræn bygninger beplantning m.v. hvilket giver en god rummelig illustration af deponeringsanlægget, som det så ud i 2014. Fotoet til højre er et almindeligt ortofoto fra 2017. Begge billeder er fra COWIs Kortal ®.

På grund af terrænforholdene omkring deponeringsanlægget vurderes det, at der hverken i indfyldningsperioden eller efter nedlukning vil kunne ske tilstrømning af overfladevand fra arealerne uden for etaperne.

Som det vil fremgå af kapitel 5.2.2 vurderes perkolatproduktionen i de enkelte enheder ud fra DK-modellen, som i sin opbygning tager højde for afstrømning på overfladen. Denne forventes at være meget lille på grund af slutfærdigens karakter. Der foretages derfor ikke en nærmere vurdering af en evt. afstrømning af overfladevand på oversiden af slutfærdigens.

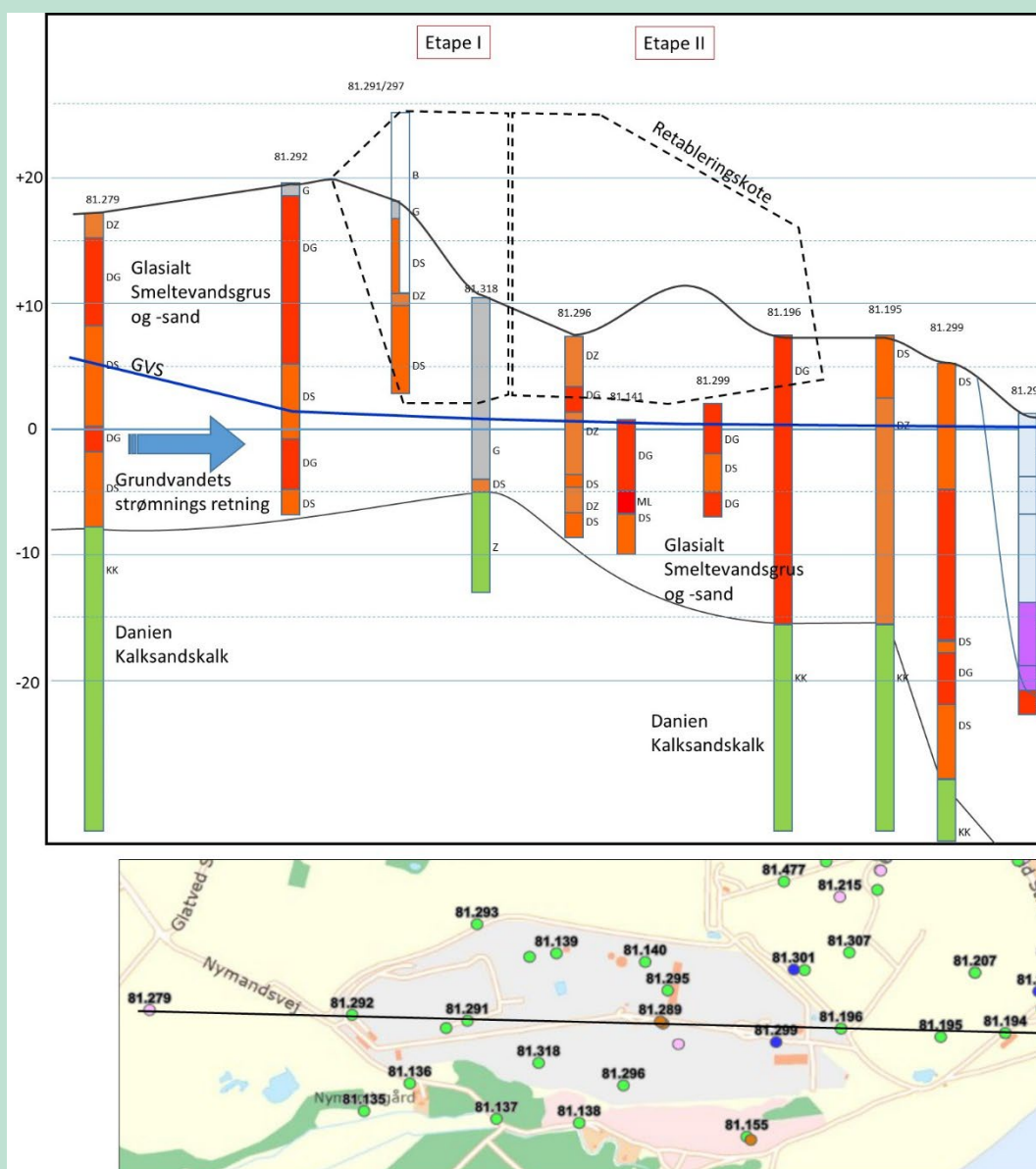
4.4 Geologiske og hydrogeologiske forhold

De geologiske og hydrogeologiske forhold er beskrevet i /1/ (Århus Amt), /2/ (Århus Amt), /4/ (COWI 2006) og /5/ (COWI, 2008), se kapitel 3.1.1 "Kildemateriale". En opsummering af de væsentligste forhold er givet i FIGUR 4.3 og bilag 1.

Baseret på oplysningerne i /5/ (COWI, 2008) vedrørende tidligere foretagne miljørisikovurdering antages følgende:

- Under pladsen i sin helhed findes en akvifer med en dybde på $T_A > 10$ m under affaldets underside og denne strækker sig helt frem til receptor.
- Akviferen har en permeabilitetskoefficient på $1,8 \cdot 10^{-3}$ m/s (groft sand).
- Grundvandets gradient fra anlægget til Kattegat er: $i = 0,0025$.
- Den umættede zones tykkelse under anlægget er $T_{uz} = 1,5$ m.
- Porøsiteten anslås til 0,225 (jf. JAGG 2.1 for sand).
- Vandindholdet i den umættede zone antages at være $w = 18$ %.
- Grundvandshastigheden beregnes hermed til: $V_{gv} = 635$ m/år (1,74 m/dag).

Disse parametre anvendes som input til beregning af stoftransport i umættet zone og grundvandet.



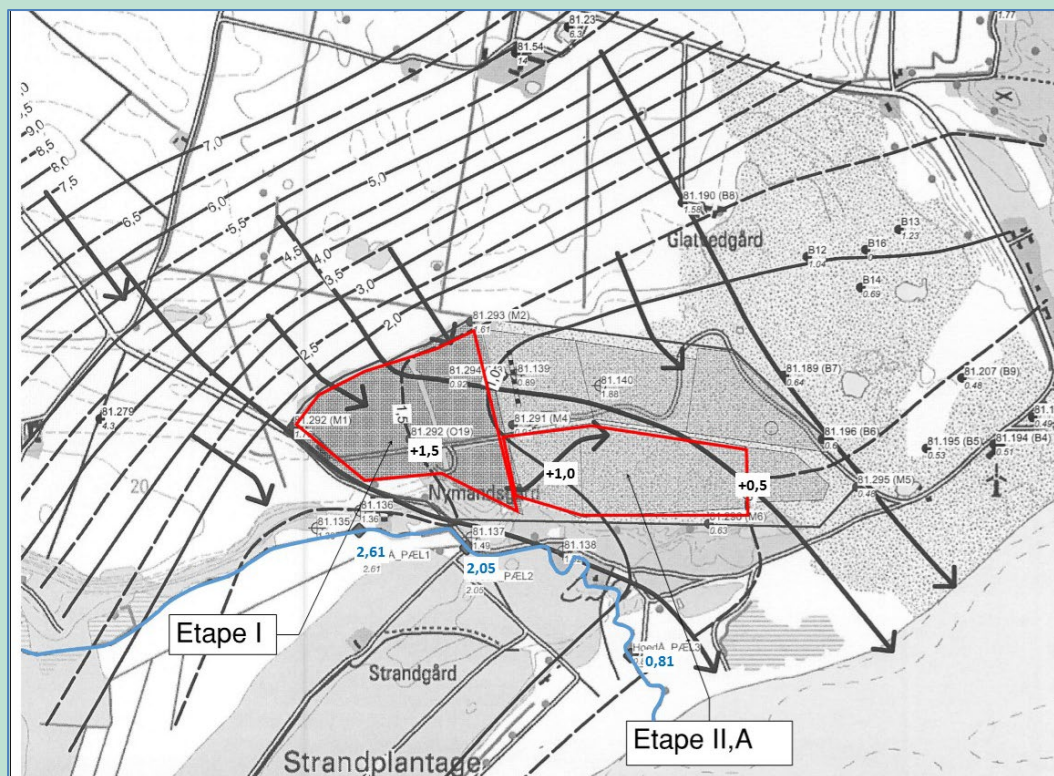
FIGUR 4.3. Geologisk tværsnit gennem deponeringsanlægget i strømningsretningen, til illustration af de geologiske og hydrogeologiske forhold under og nedstrøms deponeringsanlægget. I bilag 1 er desuden vedlagt et snit i nord-sydgående retning

Grundvandsspejlet ligger under affaldet for hele anlægget, hvorfor det vurderes, at der ikke vil ske ind- eller gennemstrømning af grundvand i affaldet.

I FIGUR 4.3 er vist en konceptuel model af de geologiske og hydrogeologiske forhold under pladsen i form af et geologisk tværsnit gennem deponeringsanlægget i strømningsretningen.

Strømningsretningen af grundvandet i fremgår af /5/ (COWI, 2008) og /3/ (COWI, 2008). Retningen vurderes således fra nordvest mod sydøst i en vinkel på ca. 138° i forhold til nord – se også potentialekortet i FIGUR 4.4.

Nærmeste overfladevand er Kattegat med en kystlinje ca. 452 m fra den nedstrøms kant af deponeringsanlægget. Det fremgår af de tidligere udførte miljørisikovurderinger og den hydrogeologiske model /5/ (COWI, 2008), at grundvandet nedstrøms ikke anses for brugbart til drikkevandsformål.



FIGUR 4.4. Grundvandspotentiale (primært magasin) og strømningsretning. Desuden er indtegnet vandoverfladen i Hoed A ved tre målepunkter. Det fremgår ikke hvordan og hvornår målingerne er foretaget i Hoed A

4.5 Receptor

4.5.1 Vurdering af mulige receptorer

Der er søgt i følgende planer:

- Vandområdeplan 2015-2021 for vandområdedistrikt Jylland og Fyn, /12/
- Den tidligere Vandplan 2009-2015 – 1.6 Djursland (Naturstyrelsen 2011 rev. 2014)
- Vandhandleplan 2015 for Syddjurs Kommune efter en evt. angivelse af særlige miljøkvalitetskrav for kystvandet ved Glatved Strand – dvs. kravværdier der måtte være skærpede i forhold til de generelle miljøkvalitetskrav for marine områder.
- MiljøGIS under tema MiljøGIS for Vandområdeplanerne 2015-2021. juni 2016 foruden de tilhørende gældende bekendtgørelser.

Der er følgende vandforekomster ved og omkring Glatved:

- **Grundvand:** Deponeringsanlægget er beliggende uden for OSD, og indvindingsoplande til offentlige vandforsyninger. Området under og nedstrøms deponeringsanlægget ligger ligeledes uden for OD-område. Der er således ingen drikkevandsinteresser under og nedstrøms deponeringsanlægget.

Ifølge Vandområdeplan 2015-2021 er grundvandet under deponeringsanlægget udpeget som regional grundvandsforekomst, DK_1-456_131 og DK 1_456_174, hvilket

betyder at grundvandet skal bidrage til god tilstand i overfladevand beliggende nedstrøms. For at sikre dette er der opstillet miljømål for såvel kvantitativ som kvalitativ tilstand for den enkelte grundvandsforekomst, jf. BEK 1522 af 15/6/2017 om miljømål for overfladevandområder og grundvandsforekomster, bilag 1, som har særlig betydning ifm. nye miljøgodkendelser m.v.

- **Vandløb:** Vandløb o8741 Hoed Å løber syd for anlægget. Nærmeste afstand mellem deponeringsanlæg og vandløb er ca. 100 m. Som det fremgår af FIGUR 4.4, er den overordnede strømningsretning i grundvandet mod sydøst. Lokalt under deponeringsanlægget, specielt den sydlige del af etape I og under hele etape II, A drejer grundvandet mod øst og muligvis mod øst-nordøst. Ud fra grundvandets strømningsretning vurderes vandløbet derfor at ligge sidestrøms eller muligvis opstrøms deponeringsanlægget. Dette understøttes tillige af pejlinger af vandstanden i åen, der viser, at vandspejlet på denne strækning af åen ligger ca. 1 m højere end grundvandskoten i det primære magasin. Yderligere viser den digitale højdemodel, at åen på strækningen ud for deponeringsanlægget ligger signifikant højere end de angivne koter for grundvandsspejlet. Åen vurderes derfor ikke at være grundvandsfødt på den pågældende strækning. Først i den sidste del af åens løb mod Kattegat er vandspejlet på niveau med grundvandsspejlet (se FIGUR 4.4).
- **Søer:** Der er ingen målsatte søer i umiddelbar nærhed af deponeringsanlægget.
- **Andet overfladevand:** Kattegat ligger sydøst for deponeringsanlægget. I grundvandets strømningsretning vurderes det, at der er ca. 450 m imellem deponeringsanlæggets nederste kant og vandkanten. Ud for deponeringsanlægget er vandet karakteriseret som åbentvandstype (OW2) vandområde, der er i læ for vind og bølgepåvirkning (beskyttet), lavvandet, og med varierende høj saltholdighed samt lille tidevandsforskel.
- **Natura 2000-områder:** Der er ingen Natura 2000-områder i umiddelbar nærhed af deponeringsanlægget.

4.5.2 Fastsættelse af POC

I nærværende risikovurdering er det valgt ikke at fastsætte et POC for det overfladenære grundvand, idet der ikke er drikkevandsinteresser i området. I nærværende beregningseksempel ses der således bort fra grundvandets klassificering i vandområdeplanen 2015-2021. Det bør afklares fremadrettet hvordan man inddrager grundvandsforekomster i en risikovurdering.

Som det fremgår ovenfor, er det udelukkende kystvandet (Kattegat), der fastsættes som receptor for overfladevand, de øvrige overfladevandsforekomster vurderes ikke at være receptorer.

Ved anvendelse af Miljøstyrelsens dashboard fås en minimumsfortynding (5 %-fraktil) på ca. 4330 gange for et standardanlæg med en udsivning på 0,1 l/s. Udsivningen beregnes som udgangspunkt i ét punkt (se kapitel 6.3). Hvis det ikke er muligt at overholde miljøkvalitetskravene ved beregning af udløb i et enkelt punkt, kan fronten deles op i et antal punkter med 100 m mellem hvert punkt /16/ (Miljøstyrelsen 2006) således, at man kan regne med en blandingszone på 50 m ud fra hvert punkt. Belastningen fordeles ligeligt mellem punkterne. Opdelingen er ikke foretaget i dette beregningseksempel.

4.5.3 Miljømål og miljøkvalitetskrav for udpegede receptor

Som det fremgår af afsnit 4.5.2, er det udelukkende kystvandet (Kattegat) der fastsættes som receptor.

Det fremgår af vandområdeplanen, at miljømålet for kystvandet ud for Glatved Strand er "God økologisk tilstand" og "God kemisk tilstand", men også, at der er risiko for, at dette ikke opfyldes inden for planperioden. Af Syddjurs' vandområdeplan fremgår, at der for kystvandet er behov for en "stofbestemt indsats", dog uden beskrivelse af hvilke stoffer der er tale om.

Vandplanerne omtaler endeligt belastninger med kvælstof og fosfor som væsentlige områder for indsats, idet indsatsen for kystområdet er indeholdt i indsatser mod udledninger fra landbruget og fra spildevandsanlæg.

Andre relevante kilder skal inddrages i vurderingerne. Men i nærværende beregningseksempel er disse lokaliteter udeladt af risikovurderingen.

I Bekendtgørelse nr. 1625 af 19/12/2017 om fastlæggelse af miljømål for overfladevand og grundvand er der i bilag 2 (tabel 1 og 3) angivet miljøkvalitetskrav for overfladevand. Ved risikoscreeningen og risikovurderingen af påvirkningen af Kattegat anvendes "de generelle kvalitetskrav" for "andet overfladevand", benævnt AOVK.

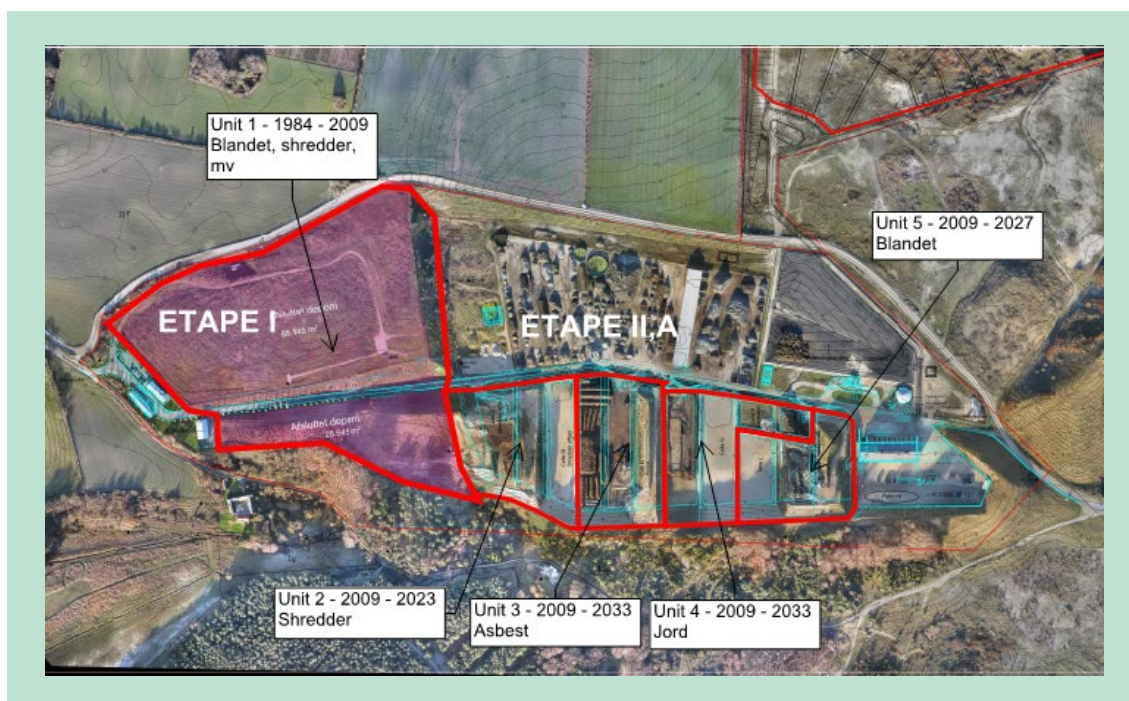
Resultaterne af risikovurderingen udgør grundlaget for en dialog med myndighederne om, hvordan disse vurderes i forhold til påvirkningen fra andre kilder.

5. Modelopsætning for Glatved

5.1 Beregningsenheder for anlægget

5.1.1 Opdeling af anlægget i beregningsenheder

I forbindelse med miljørisikovurderingen opdeles anlægget i et antal beregningsenheder for at muliggøre en modellering af de affaldsklasser, anlægget omfatter. Det tilstræbes, at antallet af beregningsenheder reduceres mhp. at lette beregningsgangen i risikovurderingen. Opdelingen i beregningsenheder følger anlæggets opdeling i deponeringsenheder, affaldsklasser og historik – dvs. hvornår enhederne er i drift hhv. efterbehandling. I det følgende gennemgås baggrunden for den valgte opdeling i beregningsenheder for denne risikovurdering.



FIGUR 5.1. Glatved med inddeling i affaldsenheder med vigtigste affaldstyper og deponeringsperioder

Etape I er ikke underopdelt og består principielt af én stor enhed. Forskellige affaldstyper er blevet deponeret forskellige steder på området og flere steder over hinanden. Slutafdekningen er etableret i flere tempi i perioden 1995 – 2009, uden at det dog har været muligt nærmere at fastlægge arealer og årstal. Den endelige slutafdekning og beplantning er gennemført i perioden 1999 – 2006, idet større arealer i denne periode har ligget med en afdækning af grus. Det vurderes, at området i sin helhed – og med de givne usikkerheder – kan betragtes som én beregningsenhed i risikovurderingen – betegnet beregningsenhed 1.

De resterende deponeringsenheder på etape II, A kan indeles som følger:

TABEL 5.1. Sammenfatning af oplysninger om beregningsenhederne

Spørgsmål	Beregningsen- hed 2	Beregningsen- hed 3	Beregningsen- hed 4	Beregningsen- hed 5
Spørgsmålene gælder for enheder/områder der samles i samme beregningsenhed	Enhederne A, B og M Farligt affald - Shredderaffald	Enhederne C, D og E Asbest	Enhederne F, G og H-I Forurenet jord og PCB affald (mindre andel)	Enhederne J, K og L Blandet affald
Ligger enhederne arealmæssigt adskilt (har ingen fælles sidegrænse)	For alle fire beregningsenheder er svaret: Nej – de ligger op til hinanden			
Er tykkelsen af affaldet væsentligt forskellige?	For alle fire beregningsenheder er svaret: Nej			
Er affaldsklassen forskellige?	For alle fire beregningsenheder er svaret: Nej			
Er affaldstyperne forskellige / usammenlignelige?	For alle fire beregningsenheder er svaret: Nej			
Kan der udtages separate perkolatprøver fra enhederne?	For alle fire beregningsenheder er svaret: Ja			
Kan perkolat produktionen vurderes / registreres / beregnes separat for enhederne?	For alle fire beregningsenheder er svaret: Ja			
Har grundvandet umiddelbart under og nedstrøms enhederne forskellige retninger under de to enheder?	For alle fire beregningsenheder er svaret: Nej – overordnet den samme retning			
Har den ene celle undersiden under og den anden underside over grundvandsspejlet?	For alle fire beregningsenheder er svaret: Nej – Alle ligger over GVS			
Er bunden af affaldet placeret i væsentligt forskellige niveauer (koter)?	For alle fire beregningsenheder er svaret: Nej			
Har en af enhederne et membran- og perkolatopsamlingsystem og den anden ikke?	Nej – alle 3 enheder er etableret med membran og perkolatopsamling, og recirkulering	For begge beregningsenheder er svaret: Nej – enhederne er anlagt med membran og perkolatopsamlingsystem. Det opsamlede perkolat nedsives også under aktiv drift.		Nej – alle 3 enheder er etableret med membran og perkolatopsamlings og recirkulering
Er eller kan enhederne nedlukkes separat?	For alle fire beregningsenheder er svaret: Ja – men på grund af det lille grundareal for hver enhed og affaldshøjden bygges affaldet "ind over" nabo-enheden, hvorfor de forventes at blive nedlukkede cirka samtidigt.			
Er der væsentlige forskelle i slutfærdigheden?	For alle fire beregningsenheder er svaret:			
- <u>Tykkelse</u> : Kun af betydning hvis begge tykkelser er mindre end ca. 1,2 m	Nej			
- <u>Materialer</u> : Består den ene af ler og den anden af sand?	Nej			
- <u>Beplantning</u> : Beplantning eller ej	Nej			
	Nej			

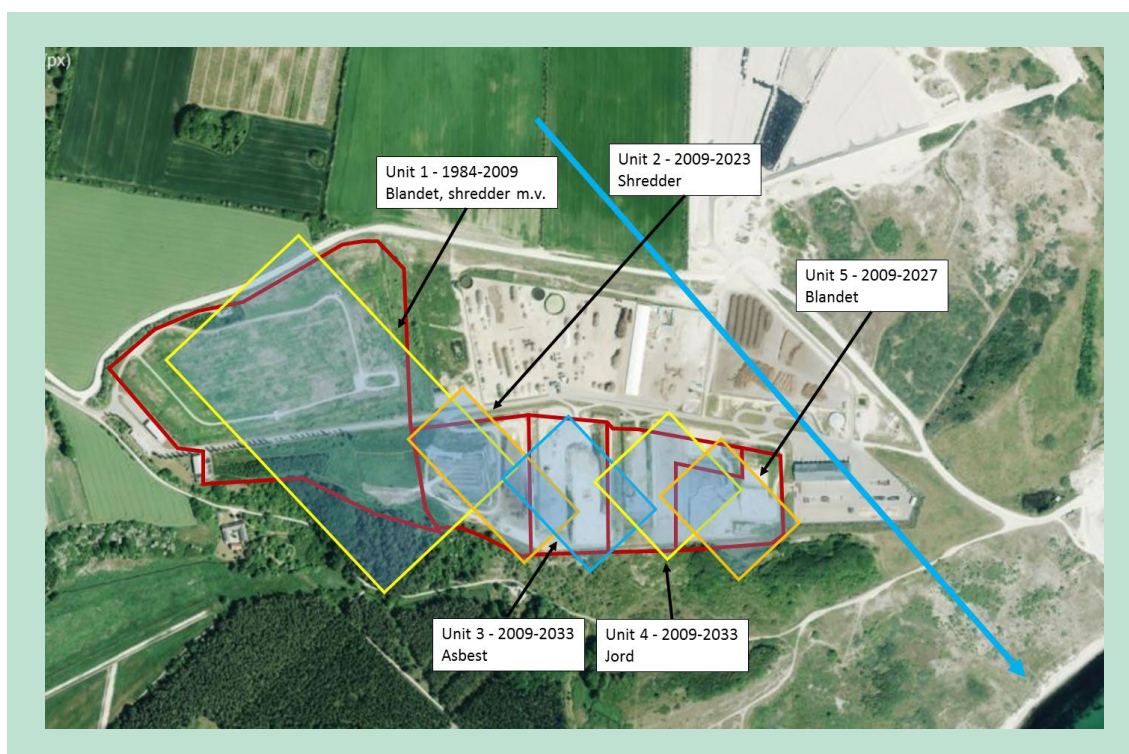
Spørgsmål	Beregningsen- hed 2	Beregningsen- hed 3	Beregningsen- hed 4	Beregningsen- hed 5
Spørgsmålene gælder for en- heder/områder der samles i samme beregningsenhed	Enhederne A, B og M Farligt affald - Shredderaffald	Enhederne C, D og E Asbest	Enhederne F, G og H-I Forurenet jord og PCB affald (mindre andel)	Enhederne J, K og L Blandet affald
- <u>Belægning</u> : Tæt belægning el- ler ej				

Det er foreslået, at deponeringsenheden H-I, som modtager mineralsk affald i form af PCB-holdigt affald, i risikovurderingen slås sammen med enhederne F og G, da H og I kun udgør en mindre del af det samlede areal af deponeringsenhederne F-I.

I nærværende eksempel er det for simplificeringens skyld fravalgt at medtage de fremtidige enheder på anlæggets etape III, A. En dækkende risikovurdering bør også medtage bidraget fra disse enheder.

5.1.2 Placering og udformning af beregningsenheder

I nedenstående FIGUR 5.2 fremgår placeringen af den enkelte beregningsenhed (optrukket med fuld rød streg) i forhold til de fysiske enheder. Beregningsenhederne er beliggende parallelt med den overordnede strømningsretning af grundvandet, som er angivet med den blå pil.



FIGUR 5.2. Inddeling af beregningsenheder (benævnt units på figuren). Enhederne tilpasses så de er beliggende parallelt med den overordnede grundvandsstrømningsretning (angivet med den blå pil). Længden af hver beregningsenhed svarer til den fysiske enheds længde i grundvandsstrømningsretning, mens bredden af en beregningsenhed tilpasses, så arealet af beregningsenheden er den samme som arealet af den fysiske enhed

Geometrien af den enkelte beregningsenhed, samt afstanden fra den enkelte enheds nedstrøms kant til POC (Vandkanten til Kattegat) er anført i TABEL 5.2:

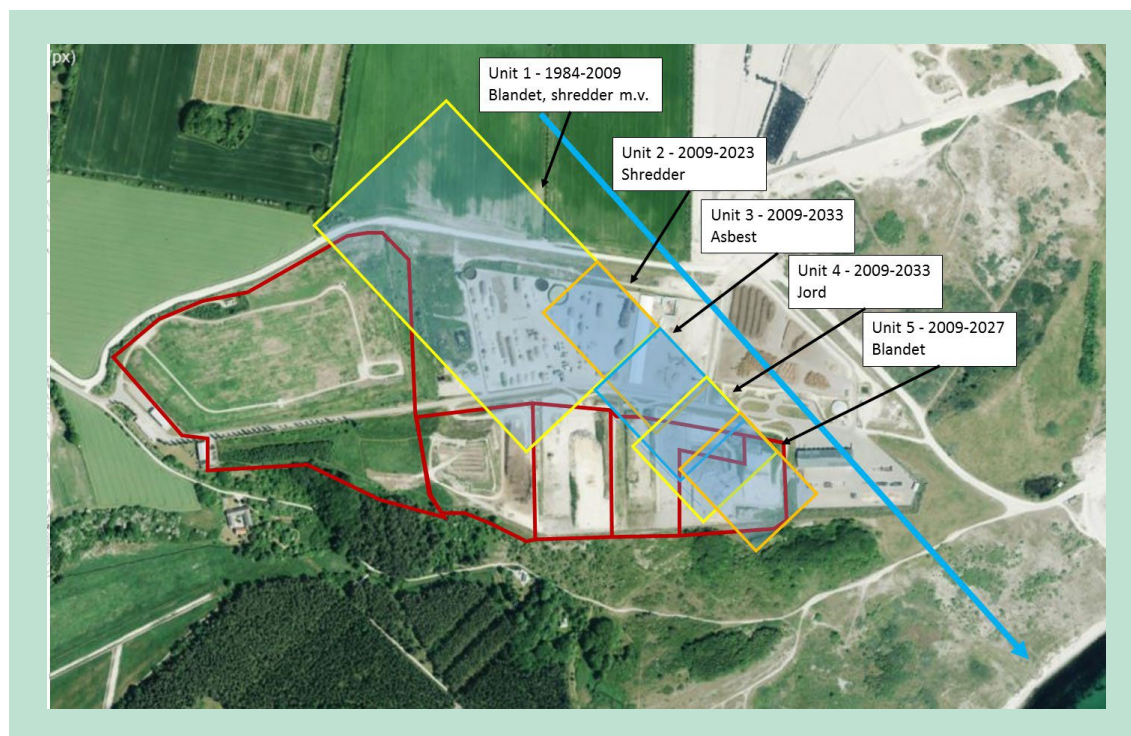
TABEL 5.2. Sammenfatning af oplysninger om beregningsenhedernes størrelse

Geometri		Bereg- ningsen- hed 1	Bereg- ningsen- hed 2	Bereg- ningsen- hed 3	Beregnings- enhed 4	Beregnings- enhed 5
Areal (A)	m ²	125.000	28.500	24.700	23.200	20.600
Beregningsenhed længde (l _{max})	m	450	252	183	153	165
Beregningsenhed bredde (b)	m	277	113	135	152	125
Afstand til GVS [#]	m	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Afstand til POC	m	814	691	614	553	452

Afstand fra bund af enheden til grundvandsspejl

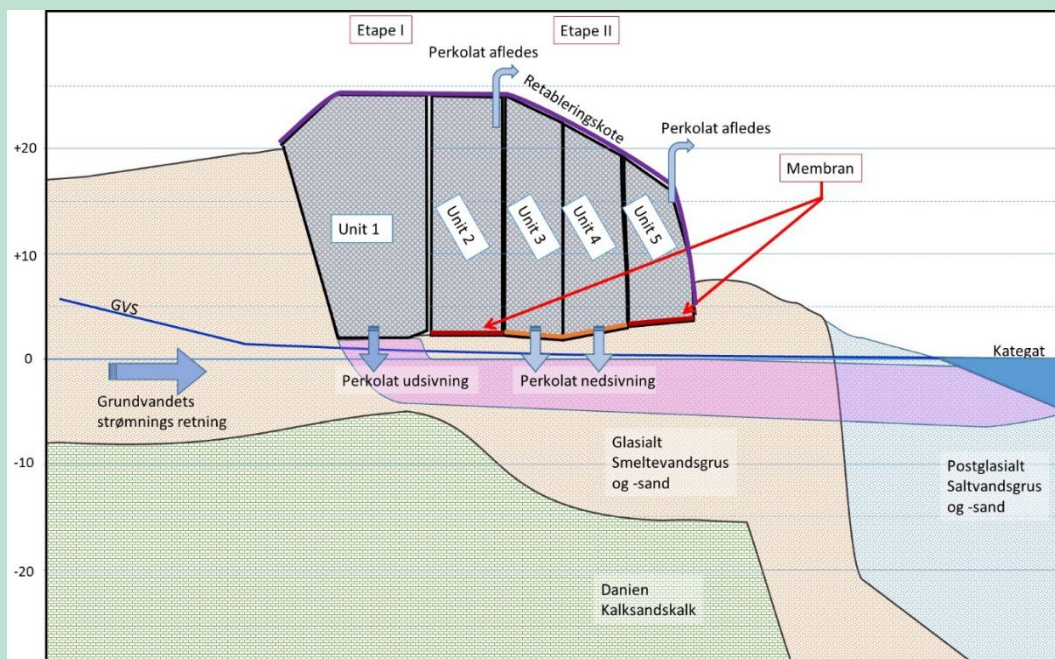
Sammenlignet med den overordnede strømningsretning for grundvandet ligger beregningsenhederne umiddelbart lidt forskudt i forhold til hinanden, således at der skal regnes med flere perkolatfaser i transportmodellen. Imidlertid vil det reelle potentialebillede tvinge perkolatfaserne sammen i en fælles strømkanal – jf. afsnittet om hydrogeologi kapitel 4.4.

Konceptuelt lægges beregningsenhederne derfor i forlængelse af hinanden langs strømretningen og med den reelle afstand til vandkanten, jf. nedenstående FIGUR 5.3.



FIGUR 5.3. Illustration af, hvordan beregningsenhederne konceptuelt lægges i forlængelse af hinanden langs strømretningen og med den reelle afstand til vandkanten.

FIGUR 5.4 viser en modelskitse af deponeringsanlægget og den underliggende geologi i grundvandets strømningsretning.



FIGUR 5.4. Konzeptuel figur for udsivningen fra Glatved fra opfyldningsperioden frem til efterbehandlings afslutning.

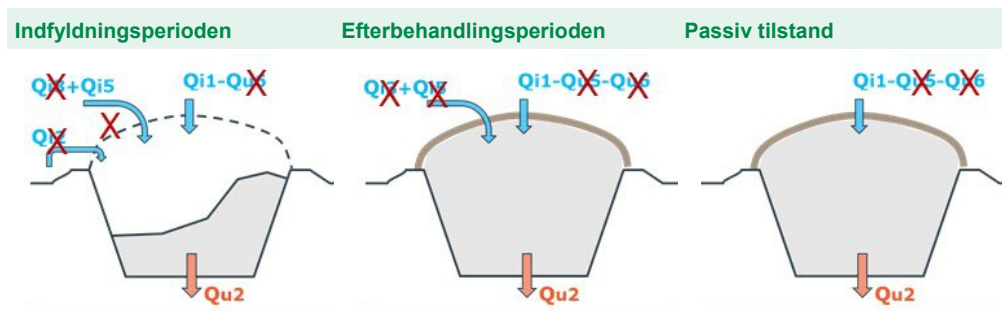
5.2 Opstilling af model for vandstrømme

5.2.1 Vandstrømme for beregningsenheder

Beregningsenhed 1 (etape I) er uden bundmembran og perkolatopsamling, mens det opsamlede perkolatet fra beregningsenhed 3 (enhederne C, D og E) og beregningsenhed 4 (enhederne F, G, og H, I) nedsives.

Dermed benyttes nedenstående konceptuelle vandbalancemodel under opfyldning i hhv. efterbehandling og passiv tilstand. Det skal bemærkes, at der som udgangspunkt bør inddrages alle relevante vandstrømme fra den konceptuelle model. Dette skal ske for at synliggøre/forklare, hvorfor en vandstrøm eventuelt udtages af beregningerne, så det fremgår, at det er et aktivt fravalg.

TABEL 5.3. Vandbalance for enheder hvor der sker nedsivning til grundvandet under etablering og efterbehandling. Beregningsenhed 1 (anlagt uden membran), og beregningsenhed 3 og 4, hvor perkolatet nedsives. I TABEL 5.4 beskrives de enkelte vandstrømme.

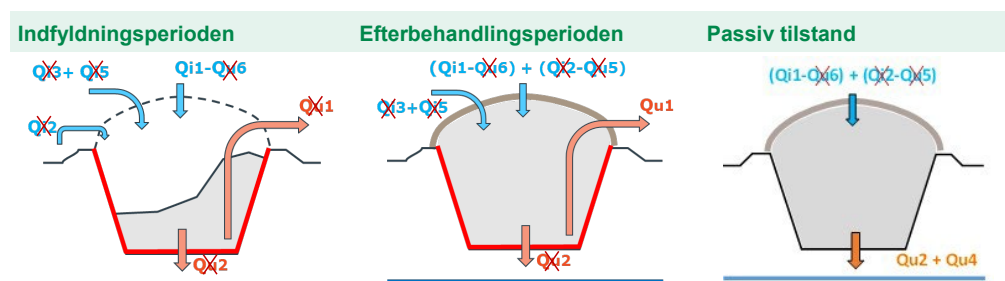


TABEL 5.4. Sammenfatning af oplysninger om de enkelte vandstrømme under opfyldning, efterbehandling og passiv tilstand for enheder uden membran (beregningseenhed 1) samt enheder, hvor perkolatet nedsives (beregningseenhed 3 og 4).

	Beregningseenhed 1 (etape I) Beregningseenhed 3 (enhed C, D, E) Beregningseenhed 4 (enhed F, G, H)	Indfyldningspe- rioden	Efterbehand- lingsperioden	Passiv tilstand
Qi1	Infiltration af nedbør til affaldet	Estimeres med DK-modellen (INF-A), som er indarbejdet i kildestyrkemodellen		
Qi2	Tilstrømmende overfladevand	Intet tilstrømmende overfladevand		
Qi3	Tilført rent vand	Ej tilførsel af vand		
Qi5	Recirkuleret perkolat fra andre enheder	Ingen recirkulering		
Qu1	Perkolat afledt fra enheden til rensningsanlæg	Der afledes ikke perkolat fra beregningseenhederne, da perkolatet nedsives		Ingen perkolatopsamling
Qu2	Udsivning/nedsivning gennem bunden	Lækage i aktiv drift – se afsnit 4.3.1. Hele perkolatdannelsen antages nedsivet		Antages som samlet perkolatproduktion i passiv tilstand
Qu4	Overløb over kant / gennem huller i siden i passiv tilstand	Overløb kun i passiv tilstand for beregningseenhed 3 og 4		Beregningseenhed 3 og 4 medtages med antagelse af, at hele perkolatproduktionen nedsiver gennem bunden af enheden
Qu5	Overfladeafstrømning	Ingen overfladeafstrømning		
Qu6	Evapotranspiration	Er indeholdt i Qi1 ved bestemmelse af infiltrationen med DK-modellen		

For beregningseenhederne 2 (enhederne A, B og M) og 5 (enhederne J, K og L) benyttes konceptuelle vandbalancemodeller under opfyldning i hhv. efterbehandling og passiv tilstand, som vist i TABEL 5.5

TABEL 5.5. Vandbalance for enheder med membran (beregningseenhed 2 og 5). I TABEL 5.6 beskrives de enkelte vandstrømme



TABEL 5.6. Sammenfatning af oplysninger om de enkelte vandstrømme under opfyldning, efterbehandling og passiv tilstand for enheder med membran: (beregningsenhed 2 og 5).

	Beregningsenhed 2 (A, B, M) Beregningsenhed 5 (J, K, L)	Indfyldnings- perioden	Efterbehand- lingsperioden	Passiv tilstand
Qi1	Infiltration af nedbør til affaldet	Estimeres med DK-modellen (INF-A), som er indarbejdet i kildestyrkemodellen		
Qi2	Tilstrømmende overfladevand	Intet tilstrømmende overfladevand		
Qi3	Tilført rent vand	Ingen tilførsel af vand		
Qi5	Recirkuleret perkolat fra andre enheder	Der recirkuleres perkolat fra perkolat-tanken. Beregningsmodellen kan ikke medtage effekten af recirkulering, hvorfor Qi5 sættes lig nul		Der recirkuleres ikke, da perkolatopsamling er ophørt
Qu1	Perkolat afledet fra enheden	Hele perkolatproduktionen antages afledt	Hele perkolatproduktionen antages afledt	Ingen afledning
Qu2	Udsivning/nedsivning gennem bunden	Ingen lækage i aktiv drift		Antaget som samlet perkolatproduktion i passiv tilstand
Qu4	Overløb over kant / gennem huller i siden i passiv tilstand	Ingen overløb i aktiv drift		Medtages da hele perkolatproduktionen antages at nedsive gennem bunden af enheden
Qu5	Overflade afstrømning	Er indeholdt ved bestemmelsen af infiltrationen med DK-modellen		
Qu6	Evapotranspiration	Er indeholdt ved bestemmelsen af infiltrationen med DK-modellen		

5.2.2 Estimering af infiltration

Det er ikke muligt på grundlag af de registrerede perkolatmængder at opstille en retvisende vandbalance til bestemmelse af perkolatdannelsen af følgende årsager:

- Beregningsenhed 1 er færdigopfyldt, og slutaftdækket, men da der ikke foretages perkolatopsamling fra enheden, kan der ikke opstilles en vandbalance baseret på registreret perkolatmængder.
- Beregningsenhed 2 til 5 er under opfyldning og desuden foretages recirkulering af perkolat².

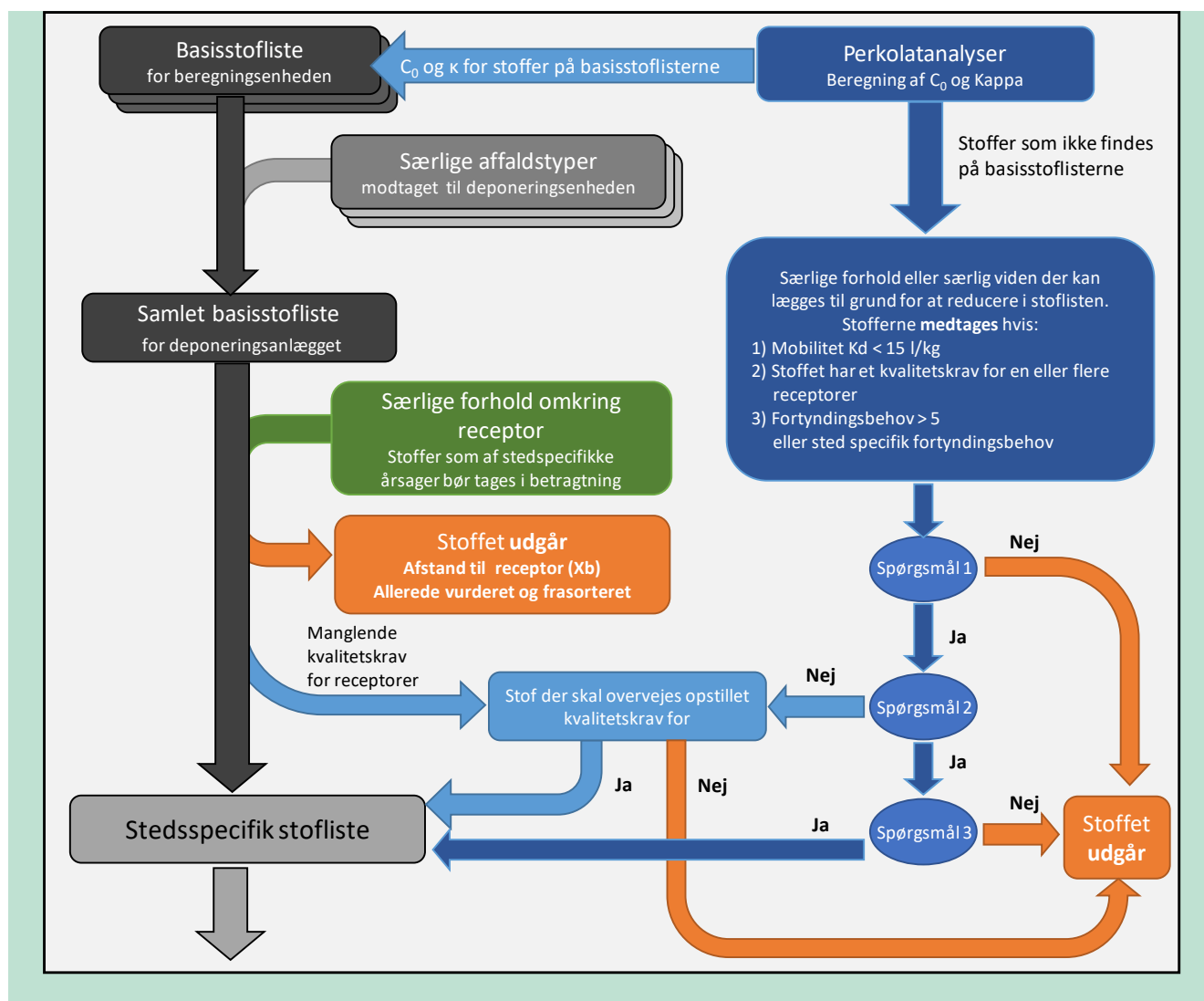
Det er valgt at estimere infiltrationen til affaldet med default-metoden angivet i værktøjet til estimering af kildestyrken "DK-modellen". Modellen er beskrevet i /A/ (Miljøstyrelsen, 2018a), og indarbejdet i det regnearksværktøj, som anvendes til beregning af kildestyrken. Her kan det vælges, om "DK-modellen" benyttes eller data fra en anden model/kilde. Ved beregning af

² Bemærk, at recirkulering i sig selv ikke hindrer anvendelse af bortledte perkolatmængder i fastsættelse af perkolatproduktionen og dermed til beregning af L/S-forholdet. Konceptuelt antages det, at recirkulering af perkolat inden for samme beregningsenhed bevirker, at koncentrationen i perkolatet kommer tættere på den teoretiske ligevægtskoncentration. Recirkulering øger i modelberegningerne således ikke L/S-forholdet.

L/S-forholdet er der set bort fra recirkuleringen, idet det som anført i fodnote 2 antages, at recirkulering inden for samme beregningsenhed, ikke ændrer L/S-forholdet, men udelukkende bevirker, at koncentrationen i perkolatet kommer tættere på den teoretiske ligevægtskoncentration.

5.3 Valg af relevante stoffer for risikovurderingen

Udvælgelsen af stoffer der skal indgå i risikovurderingen, foregår som vist i FIGUR 5.5 indledningsvis udvælges en fælles basisstofliste, herefter opstilles stedsspecifikke stoflister for hver beregningsenhed.



FIGUR 5.5. Metodik for udvælgelse af stoffer til den stedsspecifikke risikovurdering. Bemærk, at spørgsmål 1 i den blå ramme kun har relevans, hvis der mindst er 1,0 m umættet zone under deponeringsanlæggets bund, og hvis POC ligger 100 m nedstrøms deponeringsanlægget.

5.4 Samlet basisstoflister for Glatved

For Glatved er de hydrogeologiske forhold således, at perkolatfanerne nedstrøms alle 5 beregningsenheder kan forventes at falde i stort set samme strømningskanal (se FIGUR 5.3). Der er

derfor taget udgangspunkt i en bruttoliste, som indeholder alle stoffer, som optræder på en eller flere af basisstoflisterne for de deponeringsklasser, der her er relevante (blandet affald, shredderaffald (farligt affald) og mineralsk affald).

I /A/ (Miljøstyrelsen, 2018a) er der i tabellerne 5.21, 5.23, 5.25 og 5.27 angivet basisstoflister for de forskellige affaldstyper. Listerne indeholder de stoffer, der som udgangspunkt skal medtages ved en risikovurdering for deponeringsanlæg, jf. TABEL 5.7. I regnearket "Samlet stofliste for Glatved.xlsx" kan basisstoflisterne også ses.

TABEL 5.7. Oversigt over, hvilke stoftabeller der skal anvendes til fastlæggelse af basisstoflisten. Tabelnumrene refererer til tabellerne i /A/ (Miljøstyrelsen, 2018a)

Tabel	Anlægstype	Etape / enheder på Glatved	Affald	Beregningsenhed
Tabel 5-21	Nedlukkede, ukontrollerede lossepladser	Etape I	Nedlukkede og ukontrollerede lossepladser	Beregningsenhed 1
Tabel 5-23	Enheder for blandet affald og nedlukkede kontrollerede lossepladser	Etape II, A: Enhederne J, K og L	Blandet	Beregningsenhed 5
Tabel 5-25	Enheder med mineralsk affald	Etape II, A: Enhederne C, D og E	Asbest	Beregningsenhed 3
Tabel 5-27	Enheder med shredderaffald	Etape II, A: Enhederne F,G og H-I	Jord og PCB	Beregningsenhed 4

Indledningsvis skal det vurderes, om der er affaldstyper, som allerede er eller vil blive deponeret i enheden, der kan give anledning til specifikke stoffer i perkolatet, som ikke fremgår af basisstoflisten, og derfor skal tilføjes den stedsspecifikke stofliste. Eller omvendt, om affaldet i enheden har en sammensætning, der bevirker, at der er stoffer som skal fjernes fra basisstoflisten, da affaldet ikke indeholder de pågældende stoffer.

Dernæst skal det vurderes, om der er stedsspecifikke forhold omkring receptor (grundvand, overfladevand, Natura 2000-områder samt bilag IV-arter), der giver anledning til at medtage andre stoffer i vurderingerne hhv. fjerne stoffer fra basisstoflisten.

5.4.1 Stedsspecifikke forhold for deponeringsanlægget

Da deponeringsanlægget ved Glatved Strand omfatter alle ovennævnte enhedstyper, kan et stof som kun optræder på én type enhed ikke ignoreres for en anden, da et eventuelt bidrag herfra skal medtages. Den stedsspecifikke stofliste, der lægges til grund for risikovurderingen, skal således indeholde alle stofferne på listerne, jf. TABEL 5.8.

Der er ikke viden om særlige affaldstyper på Glatved deponeringsanlæg, som kan give grundlag for en udvidelse eller reduktion af basisstoflisten.

TABEL 5.8. Samlet basisstofliste. Listen viser stoffer, der indgår på basisstoflisten for de forskellige affaldstyper i beregningsenhederne, baseret på basisstoflister i /A/ (Miljøstyrelsen, 2018a). Stoffer, der er anført med sort, udgår af basisstoflisten jf. kapitel 5.4.2

Akk. stofliste	Tabel 5-21 Nedlukkede, ukontrollerede	Tabel 5-27 Shredder	Tabel 5-25 Mineralsk	Tabel 5-23 Kontrollerede – Blandet affald	Note
Ammonium – N	X	X	-	X	M
Antimon (Sb)	X	X	X	X	
Arsen (As)	X	X	X	X	
Atrazin	X	-	-	X	M
Barium (Ba)	X	X	X	X	
Benzen	X	X	-	X	M
Benz(a)pyren	X	X	X	X	B
Bisfenol A	-	-	-	X	
Bly (Pb)	X	X	X	X	B
Bor (B)	-	-	-	X	
Cadmium (Cd)	X	X	X	X	B
Fenol	X	X	X	X	
Fluoranthen (PAH)	X	X	-	X	M
Fluorid (F-)	X	X	X	X	
Jern (Fe)	X	X	-	X	M
Kalium (K)	-	X	X	X	
Klorbenzener (1,2 diklor- benzen)	X	-	-	X	M
Klorfenoler (2,6-diklorfe- nol)	-	-	-	X	
Klorid (Cl)	X	X	X	X	
Kobber (Cu)	X	X	X	X	
Krom (Cr-total)	X	X	X	X	
Kviksølv, uorganisk (Hg)	X	X	X	X	B
Mangan (Mn)	-	X	-	X	
Meklorprop (MCP)	X	-	-	X	
Molybdæn (Mo)	X	X	X	X	
Naphthalen	X	X	-	X	M
Natrium (Na)	-	X	X	X	
Nikkel (Ni)	X	X	X	X	
Nonylphenol	-	-	-	X	
NVOC/DOC	X	X	X	X	
Selen (Se)	X	X	X	X	
Sulfat (SO4--)	X	X	X	X	
Total Fosfor (Total-P)	-	X	-	X	
Triklorethylen	X	-	-	X	M
Vanadium (V)	-	-	-	X	
Zink (Zn)	X	X	X	X	B

Note B: Stofferne medtages kun, hvis POC er en overfladevandsreceptor tæt på lossepladsen, og/eller perkolatet ikke først passerer gennem mindst 1 m umættet zone.

Note M: Modelstof.

5.4.2 Stedsspecifikke forhold for receptor

Det vurderes herefter, om der er stedsspecifikke forhold omkring receptor (grundvand, overfladevand, Natura 2000-områder og bilag IV-arter), der giver anledning til at medtage andre stoffer i vurderingerne hhv. fjerne stoffer fra basisstoflisten.

For Glatved er receptor marint overfladevand, mens grundvand ikke regnes som receptor i nærværende eksempel. For marint overfladevand er der ikke fastsat miljøkvalitetskrav for uorganiske salte dvs. kationerne natrium, kalium og calcium samt anionerne klorid, flourid og sulfat. Da klorid indgår som konservativt stof i bl.a. fortyndingsberegningerne fastholdes klorid på basisstoflisten, mens de fem øvrige stoffer udgår.

Alle stoffer i TABEL 5.8, der er markeret med Note B (stoffer der kun medtages, hvis POC er en overfladevandsreceptor tæt på deponeringsanlægget, og/eller perkolatet ikke først passerer gennem mindst 1 m umættet zone) er udtaget af stoflisten, da overfladevandet ikke ligger tæt på deponeringsanlægget, og da der er mere end 1 m umættet zone under bunden af alle enheder.

Stofferne, der udgår af basisstoflisten, er i TABEL 5.8 anført med sort tekst.

5.4.3 Vurdering af resultater fra analyse af perkolatet

Resultater af perkolatanalyser samt boring O19 (der repræsenterer perkolatopblandet grundvand umiddelbart under etape I) gennemgås separat for hver enkelt beregningsenhed med henblik på at vurdere om analyserne giver anledning til at medtage andre stoffer i vurderingerne hhv. fjerne stoffer fra basisstoflisten. Det er dog ikke alle de stoffer, der indgår i monitoringsprogrammet for perkolat, der nødvendigvis skal indgå i risikovurderingen.

Ved vurdering af monitoringsdata kan følgende stoffer frasorteres:

1. Driftsparametre – (vurderes på anden vis, hvis relevant)
2. Samleparametre, for hvilke der ikke er udpeget et modelstof frasorteres – (vurderes på anden vis)
3. Parametre, der allerede blev vurderet ved opstilling af basisstoflisten, men som blev vurderet ikke relevante og derfor ikke fremgår af basisstoflisten.

De resterende stoffer fra monitoringsprogrammet sættes sammen med basisstoflisten, hvilket giver en bruttoliste over stoffer til en stedsspecifik risikovurdering. Herefter indsamles og vurderes data fra perkolatmonitoreringen mhp. at fastlægge modelparametre, som beskrevet i det følgende, og der indhentes information om receptor:

Supplerende stofdata (C_0 , K_d og kvalitetskrav):

4. Fastlæggelse af stedsspecifikke modelparametre til kildestyrkemodellen (C_0 -værdier) for stoffer på bruttostoflisten. Det er nødvendigt at vurdere, om kvaliteten af monitoringsdata er tilstrækkelig god til at kunne anvende stedsspecifikke værdier til fastsættelse af kildestyrkeparametrene, eller om det er nødvendigt at anvende default-værdier (se bilag 2).
5. Fastlæggelse af stofspecifikke parametre til stoftransportmodulet. På baggrund af litteratursøgning og/eller beregning fra Koc fastlægges K_d -værdi.
6. Indhentning af stofspecifikke miljømål og kvalitetskrav for de udpegede receptorer (POC'er) jf. kapitel 4.5.3. For de listede stoffer findes kvalitetskrav for relevante POC'er, i dette tilfælde, AOVK.

Vurdering:

7. Det vurderes, hvorvidt der er påvist stoffer ved monitoring af perkolatet for hvilke, der ikke foreligger kvalitetskrav og hvor det bør overvejes, om der skal opstilles et kvalitetskrav. Dette er uddybet i næste kapitel.

Bruttolisten kan reduceres yderligere ved at vurdere stoffernes koncentrationsniveau og mobilitet. Dette sker i følgende trin:

8. Det vurderes, hvilke stoffer der er påvist i perkolatet i koncentrationer, der vil kunne udgøre en risiko i forhold til den udpegede POC. Der screenes efter en attenuering på 5 mellem perkolatet og det pågældende miljøkvalitetskrav således at.
 - 8.1. Stoffer, hvor C_0 er højere end 5 gange ($NA > 5$) AOVK, vurderes at kunne udgøre en risiko. Såfremt der ikke foreligger AOVK, skal det vurderes, om stoffet skal medtages i risikovurderingen, hvilket er uddybet i næste kapitel.
9. Det vurderes, om stofferne kan forventes at nå frem til POC'er inden for 500 år. I praksis gøres dette ved at vurdere stoffernes K_d -værdi (Stoffer hvor $K_d > 15$ kan udelades fra risikovurderingen – dvs. at stoffer, hvor $K_d \leq 15$ eller hvor K_d ikke er kendt bibeholdes på listen). Udelukkelse af stoffer på baggrund af $K_d > 15$ kræver, at der er minimum 1 m umættet zone under bunden af alle enheder, og at der er 100 m til nærmeste POC (samt at grundvandshastigheden i området ikke er over 200 m/år).
10. Stoffer, hvor der ikke er /kan estimeres et grundlag for at gennemføre en beregningsmæssig risikovurdering udelades – dvs. stoffer, hvor der ikke er estimeret en kildestyrkekoncentration. Det noteres i konklusionen, hvilke stoffer der her er tale om, og det anbefales at der frembringes data. Det vurderes, for hvilke stoffer der bør fremskaffes supplerende oplysninger, så en risikovurdering af disse stoffer er mulig.

Regnearket "Samlet stofliste.xlsx" kan med fordel anvendes ved vurdering af, hvilke stoffer, der bør medtages i risikovurderingen (se også Bilag 2).

5.4.4 Den stedspecifikke stofliste til risikovurdering

Resultater fra analyse af perkolatet fra hver af de igangværende deponeringsenheder samt fra monitoringsboring O19 (der repræsenterer perkolatopblandet grundvand umiddelbart under etape I) er gennemgået som beskrevet i afsnittene 5.4.1 til 5.4.3 med henblik på at udarbejde en stedspecifik stofliste for Glatved deponeringsanlæg. Se i regnearket "Samlet stofliste.xlsx". TABEL 5.9 indeholder en liste over de stoffer, der er vurderet relevante på det foreliggende datagrundlag at inddrage i risikovurderingen for Glatved deponeringsanlæg.

TABEL 5.9. Stoffer med $K_d < 15$, og hvor de estimerede C_0 -værdier er større end 5 gange miljøkvalitetskravet for andet overfladevand (AOKV).

Stof	K_d (l/kg)	Max C_0 (µg/l)	AOVK (µg/l)	Overskridelse antal gange
Acenaphthen	1,7	4,77	0,38	12,55
Atrazin	0,058	8	0,6	13,33
Barium	14	1.400	5,8	241,38
Bisfenol A	0,5	22	0,01	2.200
Bor	F.I	6.900	94	73,4
Ethylbenzen	0,2729	26	2	13
Fenol	0,0048	5.100	0,77	6.623,38
Fluoren	3	1,72	0,23	7,48

Stof	Kd (l/kg)	Max C ₀ (µg/l)	AOVK (µg/l)	Overskridelse antal gange
Jern (opløst)	F.I	186.000	F.I	F.I
Mangan	F.I	2.200	150	14,66
MCPP	0,0002	190	1,8	105,56
Molybdæn	15	120	6,7	17,91
Toluen	0,1	49	7,4	6,62
Trikllorethylen #(omsat til vinylklorid)	0,048	2,1 (1,05)	0,1 (0,05)	21 (21)
Xylener	0,2	99	1	99

F.I., Findes ikke
For overfladevand antages det, at trikllorethylen omdannes til vinylklorid i vægtforholdet 2:1

Stoffer, hvor der ikke er grundlag for en beregningsmæssig risikovurdering

For stofferne i TABEL 5.10 er der ikke grundlag for at foretage en beregningsmæssig risikovurdering, idet der ikke foreligger anvendelige C₀-værdier hverken i form af analyse af perkolatet eller default-værdier.

TABEL 5.10. Stoffer for hvilke der ikke kan estimeres en perkolatkoncentration C₀-værdi, idet der ikke foreligger stofkoncentrationer i perkolatet eller default-værdier

Stof	Kd (l/kg)	Max C ₀ (µg/l)	AOVK (µg/l)
Klorfenoler	0,22	ingen værdi	0,34*
Selen (Se)	5	ingen værdi	0,08
Vanadium (V)	F.I.	ingen værdi	4,1

F.I., Findes ikke
* Miljøkvalitetskravet er for modelstoffet 2,6 diklorfenol

Alle tre stoffer i TABEL 5.10 er på basisstofflisten for blandet affald, selen er desuden på basisstofflisten for shredderaffald, og for "nedlukkede og ukontrollerede lossepladser". Alle tre stoffer regnes for mobile (Kd kendes dog ikke for Vanadium), og der er fastsat miljøkvalitetskrav ved POC for alle tre stoffer. Det anbefales derfor, at alle tre stoffer indgår i den fremtidige monitoring, for de relevante enheder.

Stoffer uden kvalitetskrav for i POC

For stofferne/samleparametrene i **Fejl! Henvissningskilde ikke fundet.** findes der ikke miljøkvalitetskrav for "andet overfladevand" (AOVK).

TABEL 5.11. Stoffer fra stofflisten, hvor der ikke forekommer miljøkvalitetskrav (AOVK)

Stof	Kd (l/kg)	Max C ₀ (µg/l)	AOVK (µg/l)
Ammonium-N	F.I	6.453.000	i.r.
Cyanid	F.I	136	I.KK.
Jern (opløst)	F.I	186.000	I.KK.
Klorid	0	4.000.000	I.KK.
Nitrat	0	10.500	I.KK.
Sulfat	0	4.000.000	I.KK.

i.r.: Ikke relevant

I.KK.: Intet kvalitetskrav
F.I: Findes ikke

De uorganiske ioner (Na, K, Ca og Fe, samt Cl, og SO₄) er for andet overfladevand ikke omfattet af listen over de vigtigste miljøfarlige forurenende stoffer i bekendtgørelsens bilag 2 men indgår som næringsstofferne ved vurdering af vandområdets økologiske tilstand. Da koncentrationen er på niveau med baggrundskoncentrationerne i havvandet (Kattegat indeholder ca. 3,3 % salt) udgår disse stoffer i nærværende beregningseksempel af risikovurderingen.

For næringsstofferne kvælstof og fosfor skal der foretages en vurdering af påvirkningen af overfladevandet i forhold til vandmiljøplanernes opstillede miljømål. Dette foretages i samråd med vandmyndigheden. Der foretages derfor beregninger af udsivningen af næringsstofferne.

For cyanid bør det overvejes, om der skal opstilles miljøkvalitetskrav (AOVK), og i samråd med myndighederne skal der foretages vurdering om den beregnede stofkoncentrationen er så lav, at den er uden betydning for vandmiljøet. En forudsætning for, at dette kan afklares er, at man har et estimat på, om udsivningen giver anledning til et ikke uvæsentligt bidrag af det pågældende stof i receptor. En sådan vurdering kan f.eks. baseres på resultatet af kildestyrkeberegningerne, og efter behov kan der efterfølgende foretages en stoftransportberegning.

5.4.5 Fastlæggelse af κ (kappa)

Grundet den driftsmæssige indretning af deponeringsanlægget vurderes det, at de foreliggende analysedata ikke kan benyttes til en stedsspecifik estimering af kappa, da der for ingen af de fem beregningsenheder kan opstilles samhørende data for L/S-forholdet og de registrerede koncentrationer af perkolatet. Det er følgende forhold, der gør, at L/S-forholdet ikke kan bestemmes tilstrækkeligt præcist:

- Etape I er etableret uden membran og perkolatopsamling, er infiltrationen (L) vanskelig at fastsætte.
- Øvrige deponeringsenheder er alle under opfyldning. Dette betyder, at såvel L som S varierer over tid
- Der foretages recirkulering af perkolat over enheder med shredderaffald henholdsvis blandet affald, og den afledte perkolatmængde fra hver af de to beregningsenheder kendes ikke. Der er ikke tilstrækkelig viden om, hvordan de tilførte stofmængder indvirker på stofudvaskningen.

Det skal bemærkes, at stoffer, hvor der ikke findes en kappa-værdi, kun kan medtages i risikovurderingen, såfremt kappa-værdien sættes til nul – svarende til konstant kildestyrke (dvs. at kildestyrken ikke reduceres med tiden men forbliver konstant). Dette er en konservativ antagelse, og i det omfang ét eller flere af de stoffer, som må antages at have konstant kildestyrke, viser sig at være kritiske, bør der efterfølgende gennemføres de nødvendige tiltag for at bestemme kappa-værdien.

6. Beregning

6.1 Kildestyrkeberegning

Kildestyrkemodellen er sat op så modellen regner på én beregningsenhed ad gangen, men estimerer kildestyrken for op til 23 stoffer i én beregning. Inddata for den enkelte beregningsenhed findes i TABEL 6.1 og indtastes i regnearket til kildestyrkeberegning under fanebladet "Grunddata og vandbalancer". Ved indtastning af data om kemiske stoffer indtastes værdier for alle de stoffer, som fremgår af den stedsspecifikke stofliste. For C_0 -værdier og Kappa anvendes default-værdier, såfremt der ikke foreligger en målt værdi. Hvis der heller ikke foreligger default-værdier for kappa anvendes værdien "0".

TABEL 6.1. Sammenfatning af oplysninger om de grundlæggende generelle, geografiske, fysiske og indretningsmæssige forhold

	Enheder/celler	Etape I (bereg- ningsenhed 1) Blandet, Shredder ,slagge, jord	Etape II, Enhed A, B, M (beregningsenhed 2) – Shredder	Etape II, Enhed C, D, E (beregningsenhed 3) – Asbest	Etape II, A Enhed F, G, H-I (beregningsenhed 4) Jord/mineralsk	Etape II, A Enhed J, K, L (beregningsenhed 5) Blandet
Oplysninger om placering og indretningen:						
Årstal, for påbegyndelse af depone- ring	årstal	1984	2009	2009	2009	2009
Årstal, hvor indfyldning stopper (og enheden slutfædækkes)	årstal	2009	2016-2023	2033	2033	2027
Årstal, hvor perkolatafledning stop- pes (Passiv tilstand påbegyndes og per- kolatet tillades udsivet.)	årstal	2039	2053	2063	2063	2057
Årstal for start af visning af kildestyr- keberegningresultater i uddata: (Årstal for start af enhed eller senere afhængigt af situationen)	Årstal	1984	2023	2009	2009	2027
Har enheden membransystem?						
○ Geologisk barriere		Nej	Ja	Ja	Ja	Ja
• Tykkelse	m	-	> 0,5 m	> 0,5 m	> 0,5 m	> 0,5 m
• Permeabilitetskoefficient	m/s	-	k<10-9 m/s	k<10-9 m/s	k<10-9 m/s	k<10-9 m/s
Bundmembran		Nej	1,5 mm HDPE			
Hvis ingen membran: Er der gennemstrømning af grund- vand i bund af enheden? (Har enheden membran kan der ikke være grundvandsgennemstrømning)	1:Ja 2:Nej	2	2	2	2	2
Længden af beregningsenhed i grundvandets strømningsretning.	M	450	252	183	153	165
Arealet af beregningsenheden	m ²	124.500	28.500	24.700	23.200	20.600

	Enheder/celler	Etape I (bereg- ningsenhed 1) Blandet, Shredder ,slagge, jord	Etape II, Enhed A, B, M (beregningsenhed 2) – Shredder	Etape II, Enhed C, D, E (beregningsenhed 3) - Asbest	Etape II, A Enhed F, G, H-I (beregningsenhed 4) Jord/mineralsk	Etape II, A Enhed J, K, L (beregningsenhed 5) Blandet
Oplysninger om enhedens placering (UTM E89 S32 koordinater for enhe- dens nedstrøms kant)	E: N:	613988 6240964	614133 6240931	614251 6240926	614251 6241041	614522 6240942
Affaldsmængden / kapaciteten i be- regningsenheden i vægt og/eller rumfang	m³ tons	1.776.500 1.776.500	382.600 329.400	414.100 227.200	340.200 456.200	285.800 458.800
Gennemsnitstykkelse og rumvægt af affaldet	m t/m³	14,3 ca. 1,0	13,4 ca. 0,86	16,8 ca. 0,55	14,7 ca. 0,86	13,9 ca. 1,61
Skal der korrigeres for klimaændring	0: NEJ 1:IPPC A2 2:IPPC B2 3:%-ændring	0	0	0	0	0
Hvis mulighed 3 for klimaændringer er valgt angives %-vis årlig ændring i infiltration og eventuelt indtræn- gende grundvand (Max. årlig procentuel ændring er 15 %)	%					
Hvilken infiltrationsme- tode skal anvendes?	1: INF-A 2: INF-B 3: INF-C	1	1	1	1	1
Utæt membran med kendskab til ind-/ud- strømning?	0: nej 1: GV over membran 2: GV under mem- bran	2	0	2	2	0
Under opfyldning: Hvad er grund- vandsudsivning Qu2 ved utæt mem- bran? Ellers 0 m³/år	m³/år	66.426	0	13.179	12.378	0
Efterbehandling: Hvad er grund- vandsudsivning Qu2 ved utæt mem- bran? Ellers 0 m³/år	m³/år	21.591	0	4.965	4.664	0
Inf-A						
Angiv nummer på nedbørsområde	1-6	4	4	4	4	4
Hvad er middeltykkelsen af topaf- dækningen? 1 eller 2?	m	1	1	1	1	1
Maksimal vanddeficit for jordtype af toplag. Angiv værdi: ELLER angiv jordtypen af topafdæk- ningen?	mm	Leret sand 110				
Hvad er bevoksningsty- pen på enheden?	1: Græs/lav bevoks- ning 2: Skov 3: Vådområde.	1	1	1	1	1
Qi2: Opfyldningsperioden. Anfør NETTO-mængden af overfladevand	m³/år	0	0	0	0	0

	Enheder/celler	Etape I (bereg- ningsenhed 1) Blandet, Shredder ,slagge, jord	Etape II, Enheder A, B, M (beregningsenhed 2) – Shredder	Etape II, Enheder C, D, E (beregningsenhed 3) - Asbest	Etape II, A Enheder F, G, H-I (beregningsenhed 4) Jord/mineralsk	Etape II, A Enheder J, K, L (beregningsenhed 5) Blandet
der strømmer til overfladen af enheden om året						
Qi2: Efterbehandling og passiv tilstand. Anfør NETTO-mængden af overfladevand der strømmer til overfladen af enheden om året	m ³ /år	0	0	0	0	0
Qi3: Opfyldningsperioden. Anfør mængden af rent vand der tilføres om året til enheden	m ³ /år	0	0	0	0	0
Qi3: Efterbehandling: Anfør mængden af rent vand der tilføres om året under slutaftdækningen af enheden	m ³ /år	0	0	0	0	0

For hver af de 5 beregningsenheder foretages således beregninger med de i TABEL 5.9 anførte værdier for C_0 og κ .

Resultatet fra kildestyrkeberegningerne foreligger i form af fanebladet "resultat til stoftransport", se venstre del af FIGUR 6.1. Der fås et faneblad for hver beregningsenhed (i alt 5 stk.), der hver indeholder alle de stoffer, som fremgår af den stedsspecifikke stofliste, jf. TABEL 5.9. For at kunne anvende data i transportmodellen, er det nødvendigt at transformere data over i en Unicode text-fil, således at data kan indlæses i GrundRisk Landfill, se den højre del af FIGUR 6.1. Der skal udarbejdes en text-fil for hvert stof, som der skal udføres risikoberegninger for. Hver fil indeholder data fra alle fem beregningsenheder. Det enkleste er at danne filen i en tom Excel-fil, hvor: "år", "vandflow" og "perkولاتkoncentration for stoffet" samles for de fem enheder, og herefter eksportere til en text-fil. Proceduren er beskrevet i bilag 5 i "Sammenfatning af metodik til risikovurdering ved deponering af affald" /E/ (Miljøstyrelsen, 2019).

6.2 Modellering af stoftransport

6.2.1 Valg af model

Som det fremgår af den konceptuelle model i FIGUR 5.4 sker udsivningen fra Glatved under forholdsvis simple geologiske og hydrogeologiske forhold. I nærværende beregningseksempel er det valgt at anvende GrundRisk Landfill og modellen "Landfill A", da deponeringsanlæggets bund ligger over grundvandsspejlet, og de eksisterende forhold passer godt ind i forudsætningerne for modellen. For hvert stof skal der udarbejdes en inputfil til modellen, som indeholder årstal, mængde af perkolat (der frigives til omgivelserne per år) og koncentrationen af stoffet i det perkolat, som tillades frigivet til omgivelserne, for alle beregningsenhederne.

Glatved Unit 1													
Koordinatfr nfdstrøms punkt			X	613988	meter	Y	Unit 1	Unit 1	Unit 1	Unit 2	Unit 2	Unit 2	Unit 3
Bredde	276,7	meter					Year	Q m3/Y	µg/l	Year	Q m3/Y	µg/l	Year
Længde	450	meter					1984	66427,3276	4,77	2023	15207,0268		
Areal	124500,0	m²					1985	66427,3276	4,74408625	2024	5730,4		
							1986	66427,3276	4,718313281	2025	5730,4		
							1987	66427,3276	4,692680327	2026	5730,4		
							1988	66427,3276	4,667186628	2027	5730,4		
							1989	66427,3276	4,641831427	2028	5730,4		
							1990	66427,3276	4,616613973	2029	5730,4		
							1991	66427,3276	4,591533516	2030	5730,4		
							1992	66427,3276	4,566589312	2031	5730,4		
							1993	66427,3276	4,541780622	2032	5730,4		
							1994	66427,3276	4,517106708	2033	5730,4		
							1995	66427,3276	4,492566684	2034	5730,4		
							1996	66427,3276	4,468160288	2035	5730,4		
							1997	66427,3276	4,443886328	2036	5730,4		
							1998	66427,3276	4,41974424	2037	5730,4		
							1999	66427,3276	4,395733308	2038	5730,4		
							2000	66427,3276	4,371852819	2039	5730,4		
							2001	66427,3276	4,348102064	2040	5730,4		
							2002	66427,3276	4,324480339	2041	5730,4		
							2003	66427,3276	4,300986942	2042	5730,4		
							2004	66427,3276	4,277621177	2043	5730,4		
							2005	66427,3276	4,25438235	2044	5730,4		
							2006	66427,3276	4,231269771	2045	5730,4		
							2007	66427,3276	4,208282755	2046	5730,4		
							2008	66427,3276	4,185420619	2047	5730,4		
							2009	66427,3276	4,162682686	2048	5730,4		
							2010	21592,04577	4,158998917	2049	5730,4		
							2011	21592,04577	4,155318409	2050	5730,4		
							2012	21592,04577	4,151641157	2051	5730,4		
							2013	21592,04577	4,14796716	2052	5730,4		
							2014	21592,04577	4,144296414	2053	5729,4		
Stof		Klorid.mmoniumenaphthen		Atrazin		Barium							
Enhed	mg/l		mg/l	µg/l	µg/l	µg/l							
Årstal	Q m3/år	Koncentration											
1984	66427,33	1962	6453	4,77	8	1400							
1985	66427,33	1772,653	2,040186	4,744086	8	1384,417							
1986	66427,33	1601,58	0,000645	4,718313	8	1369,007							
1987	66427,33	1447,016	2,04E-07	4,69268	8	1353,768							
1988	66427,33	1307,369	6,45E-11	4,667187	8	1338,699							
1989	66427,33	1181,198	2,04E-14	4,641831	8	1323,798							
1990	66427,33	1067,204	6,44E-18	4,616614	8	1309,063							
1991	66427,33	964,2117	2,04E-21	4,591534	8	1294,492							
1992	66427,33	871,1584	6,44E-25	4,566589	8	1280,083							
1993	66427,33	787,0855	2,04E-28	4,541781	8	1265,834							
1994	66427,33	711,1262	6,44E-32	4,517107	8	1251,744							
1995	66427,33	642,4975	2,04E-35	4,492567	8	1237,811							
1996	66427,33	580,492	6,44E-39	4,46816	8	1224,033							
1997	66427,33	524,4704	2,04E-42	4,443886	8	1210,408							
1998	66427,33	473,8553	6,43E-46	4,419744	8	1196,935							
1999	66427,33	428,1249	2,03E-49	4,395733	8	1183,612							
2000	66427,33	386,8079	6,43E-53	4,371853	8	1170,437							
2001	66427,33	349,4782	2,03E-56	4,348102	8	1157,409							
2002	66427,33	315,7511	6,43E-60	4,32448	8	1144,526							
2003	66427,33	285,2789	2,03E-63	4,300987	8	1131,786							
2004	66427,33	257,7474	6,43E-67	4,277621	8	1119,189							
2005	66427,33	232,873	2,03E-70	4,254382	8	1106,731							
2006	66427,33	210,3991	6,42E-74	4,23127	8	1094,412							
2007	66427,33	190,0941	2,03E-77	4,208283	8	1082,23							
2008	66427,33	171,7487	6,42E-81	4,185421	8	1070,184							
2009	66427,33	155,1737	2,03E-84	4,162683	8	1058,271							
2010	21592,05	152,6353	5,48E-85	4,158999	8	1056,348							
2011	21592,05	150,1384	1,48E-85	4,155318	8	1054,428							
2012	21592,05	147,6823	3,99E-86	4,151641	8	1052,512							
2013	21592,05	145,2664	1,08E-86	4,147967	8	1050,599							
2014	21592,05	142,89	2,91E-87	4,144296	8	1048,689							

FIGUR 6.1. Eksempel på udskrift fra kildestyrkeberegningen (til venstre). Eksempel på input-data til acenaphthen til GrundRisk Landfill (til Højre).

6.2.2 Data-input til GrundRisk Landfill

Geometriske input parametre er angivet i FIGUR 5.4 og kan sammenfattes som følger:

TABEL 6.2. Anvendte geometridata for beregningsenhederne (data fra TABEL 5.2).

Geometriske input til GrundRisk			Input
Source length	Lmax	(m)	450; 252; 183; 153; 165
Source width	B	(m)	277; 113; 134; 151; 124
Vert.Distance	(umættet zone)	Tumz (m)	1,5; 1,5; 1,5; 1,5; 1,5
L _{POC}	100 (grundvand)		462; 339; 262; 201; 100
L _{POC}	452 (marin)		814; 691; 614; 553; 452

Der er alene gennemført modelberegninger med GrundRisk Landfill for POC beliggende ved vandkanten til Kattegat (452 m fra beregningsenhed 5). Da perkolatfanerne overlapper, er der kun regnet på én fane, som vist til venstre i TABEL 6.3. I GrundRisk Landfill skal der angives karakteristika for akviferen. Disse data fremgår af den opdaterede hydrogeologisk model for Glatved /5/, og er bl.a. sammenfattet i bilag 1.

TABEL 6.3. Inputdata vedr. perkolfaner (plumes). Alle perkolfaner overlapper, hvorfor input til GrundRisk Landfill vedr. den indbyrdes placering angives som vist til venstre i tabellen. Til højre er vist data vedr. akviferen.

Input vedr. placering af perkolfaner (plumes)		Input vedr. akvifer		
Plume 1	1;2;3;4;5	Vandindhold	0,18	
Plume 2	None	Tykkelse af umættet zone	1,5	m
Plume 3	None	Tykkelse af akvifer	10	m
Plume 4	None	Vandhastighed ¹	1,74	m/dag
Plume 5	None	Porøsitet	0,225	
		Rumvægt	1,8	t/m ³
		Nettonedbør (Recharge) ²	0,000823	m/dag

1) 634 m/år => 634 [m/år] / 365 [dage/år] = 1,74 [m/dag]

2) 300 mm/år => 300 [mm/år] / (365 [dage/år] · 1000 [mm/m]) = 0,000823 m/dag

Beregningerne af dispersiviteten følger de tre ligninger, der er anført under TABEL 6.4, og er afhængig af afstanden til målepunktet L_{POC} .

TABEL 6.4. Inputdata vedr. hydrogeologi

Input vedr. dispersivitet			
L_{POC} (m)	D_{long}^1 (m)	D_{transv}^2 (m)	D_{vert}^3 (m)
100	0,322	0,0322	0,0161
452	2,405	0,2405	0,1220

Ligning 1: $D_{long} = 4,2 \cdot 10^{-6} \cdot (L_{POC})^2 + 3,6 \cdot 10^{-3} \cdot L_{POC} - 0,08$

Ligning 2: $D_{transv} = 0,1 \cdot D_{long}$

Ligning 3: $D_{vert} = 0,5 \cdot D_{transv}$

Nedbrydningskonstanter

I GrundRisk Landfill skal der for relevante stoffer angives 1. ordens nedbrydningskonstanter i lodret retning (aerobt) og vandret retning (antages anaerobt). Disse konstanter er fundet ved opslag i JAGG 2.1 stofdatabase og i /17/ (Miljøstyrelsen. 2018). Nedbrydningskonstanterne fremgår af TABEL 7.1.

6.2.3 Retardationsfaktor

Når opløste forureningskomponenter transporteres igennem en jordmatrice, vil der ske en sorption til jordens partikler. Resultatet bliver, at stoffronten flytter sig langsommere end porevandet. Den faktor, hvormed stoffet forsinkes i forhold til det vand det transporteres i, kaldes stoffets retardationsfaktor (R_f). F.eks. betyder en retardationsfaktor på 2, at det tager stoffet dobbelt så lang tid som porevandet at tilbagelægge en given afstand:

Retardationsfaktorens størrelse afhænger af forureningsstoffets kemiske egenskaber og jordmatrixens egenskaber. For transport igennem en homogen jordmatrice udtrykkes R_f ved:

$$R_f = 1 + (p_b \cdot K_d) / \epsilon$$

hvor: R_f er stoffets retardationsfaktor [enhedsløs]

p_b er jordens bruttovolumenvægt [kg/L],

ϵ er i mættet zone jordens effektive vandfyldte porøsitet. I umættet zone anvendes jordens vandindhold [enhedsløs],

K_d er stoffets distributionskoefficient i det givne sediment [L/kg].

For Glatved er er jordens vandindholdet i umættet zone 0,18, og i mættet zone er den effektive porøsitet 0,225 /5/ (COWI, 2008). Ud fra en antagelse om en vægtfylde af jordskelettet på 2,65 kg/l og en total porøsitet på 0,45, kan jordens bruttovolumenvægt beregnes til ca. 1,6 kg/l i umættet zone og 1,9 i mættet zone.

Dette giver at: $R_f = 1 + 9,10 \cdot K_d$ for umættet zone, og $R_f = 1 + 8,48 \cdot K_d$ for mættet zone.

TABEL 6.5. Beregning af retardationsfaktoren (R_f) og nedbrydningskonstanter for henholdsvis vertikal transport (umættet zone) og horisontal transport (mættet zone) Stoffer angivet med **fed** er stoffer fra basisstoflisten, fra en eller flere af enhederne, mens øvrige stoffer er steds-specifikke stoffer tilføjet på baggrund af analyser af perkolatet

Stof	Kd (l/kg)	Rf Umættet zone	Rf Mættet zone	Nedbrydning vertikalt (dag ⁻¹)	Nedbrydning horisontal (dag ⁻¹)
Acenaphthen	1,7	16,5	15,4	0,002	0
Atrazin	0,058	1,53	1,49	0,002	0,00006
Barium	14	128	120	0	0
Bisfenol A	0,5	5,55	5,24	0,0231	0,0231
Bor	0	1	1	0	0
Ethybenzen	0,2729	3,48	3,31	0,004	0,004
Fenol	0,0048	1,04	1,04	0,03	0,03
Fluoren	3	28,3	26,4	0	0
Jern	0	1	1	0	0
Mangan	0	1	1	0	0
MCCP	0,0002	1,00	1,00	0,0034	0,00006
Molybdæn	15	137	128	0	0
Toluen	0,1	1,91	1,85	0	0,004
Trikllorethylen	0,048	1,44	1,41	0	0,0006
Xylener	0,2	2,82	2,70	0,0006	0,0031

6.3 Udsivning til og opblanding i receptor

Vurderingen af udsivningen til marint overfladevand foretages i tre trin:

- I første trin – som allerede er udført i forbindelse med stofudvælgelsen – sammenlignes perkolatkoncentrationen C_0 med kvalitetskrav i receptor, idet der anvendes en fortyndingsfaktor på 5 gange ($NA > 5$). Hvis $C_0 > 5$ gange kvalitetskravet, så indgår stoffet i risikovurderingen.
- I andet trin foretages en sammenligning af den maksimale koncentration (C'_{max}) ved POC beregnet ved anvendelse af GrundRisk Landfill. Hvis $C'_{max} > \text{kvalitetskravet}$, så foretages fortyndingsberegninger for stoffet.
- I tredje trin foretages en beregning af koncentrationen i blandingszonen, idet der tages udgangspunkt i den maksimale stofflux (J') ved POC beregnet med GrundRisk Landfill og en fortyndingsfaktor.

Trin 3 Vurdering af koncentration i blandingszonen.

I dette beregningseksempel er estimering af fortyndingen ved udsivning til Kattegat foretaget ved hjælp af Miljøstyrelsen "Dashboard for overfladevand", Der kan også tages udgangspunkt i fortyndingsdata fra /16/ (Miljøstyrelsen, 2006), der er udviklet til hjælp ved vurdering af deponeringsanlægs påvirkning af kystvande. Som det fremgår af FIGUR 6.2 er den beregnede mindste fortynding ud for Glatved mellem 2.000 og 5.000 gange, Ud fra "Dashboardet" fås en fortynding på 4.329,6.

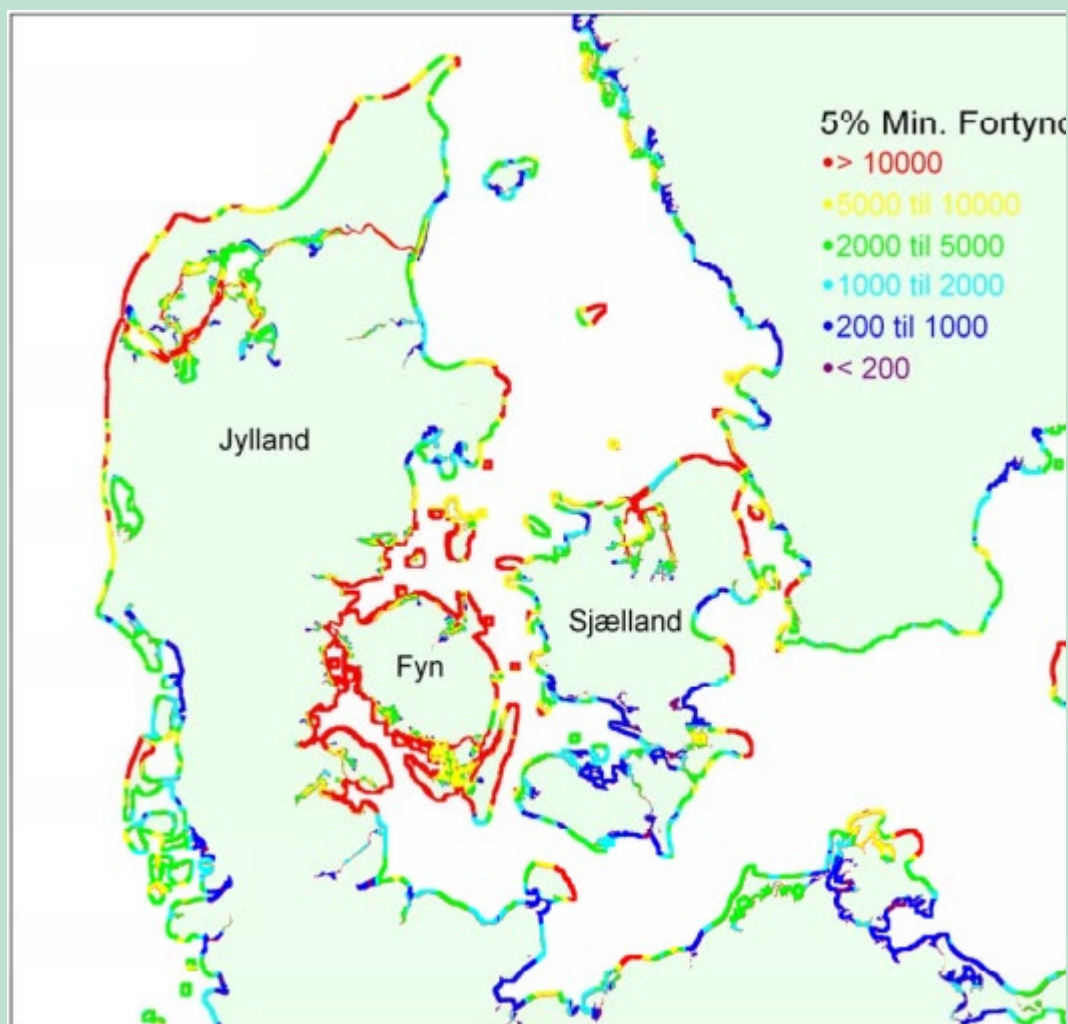
[https://www2.mst.dk/fortynding/DashboardEngine.aspx?DashboardID=MSTpages\MSTpage02&\[P](https://www2.mst.dk/fortynding/DashboardEngine.aspx?DashboardID=MSTpages\MSTpage02&[P)

Position UTM (X,Y) : 612217,8 6234879,0

Parametre :

Den kystnære vanddybde (m)	-4,2
Bredde af fortyndingszonen (m)	22,1
Beregnet bredde af brændingszonen (m)	20,0
Diffusionskoefficient (m ² /s)	0,057
Middelfortynding	20598,7
Minimumsfortyndingen	2470,3
Minimumsfraktilen (5%) af fortyndingen	4329,6

FIGUR 6.2. Udskrift fra fra "Dashboard for overfladevand"



FIGUR 6.3. Den beregnede mindste fortynding, der optræder i 5 % af tiden (dvs., at i 95 % af tiden er fortyndingen større). Fra figur 4,3 i /16/ (Miljøstyrelsen, 2006).

Ved anvendelse af fortyndingsfaktoren (FF) er der taget udgangspunkt i, at det udsivende vand har samme vandkoncentration i hele tværsnittet. I praksis betyder det, at der tages udgangspunkt i gennemsnitskoncentrationen ($\bar{C}_{gv}$), eller i stoffluxen (J), jævnfør ligning 6 nedenfor. Beregning med GrundRisk Landfill giver en forureningsfane med en maksimal koncentration (C_{max}) i midten af fanen og aftagende koncentrationer mod kanterne af fanen. Som output af GrundRisk Landfill-beregningerne fås tillige den årlige stofflux (J) i kg/år og den maksimale stofkoncentration (C'_{max}) for hele beregningsperioden. Den tilsvarende maksimale stofflux for beregningsperioden (J') fremgår ikke direkte af output. Output fra GrundRisk Landfill er ikke en gennemsnitskoncentration. I I/E/ (Miljøstyrelsen, 2019), kapitel 2.4.4 og bilag 7, er udledningen af ligning 5 gennemgået.

Ligning 5:
$$C_{rec} = 0,3171 \cdot J' / FF$$

hvor 0,03171 er omregningsfaktor for at få enhederne til at passe mellem koncentrationen C (mg/l), den maksimale stofflux J' (kg/år) og vandflowet i der udsiver til overfladevandet Q (l/s) og den resulterende koncentration i overfladevandet C_{rec} .

Den beregnede koncentration i overfladevandet C_{rec} kan herefter sammenlignes med miljøkvalitetskravet. Hvis miljøkvalitetskravet er overskredet for et eller flere stoffer er miljømål i receptor ikke overholdt.

Som en hurtig kontrol af beregningerne kan fortyndingsforholdet mellem en gennemsnitlig koncentration i det samlede deponeringsanlæg og overfladevandet udregnes, idet Dashboardets udsivning på 0,1 l/s svarer til gennemsnitsudsivningen fra et areal på 1 hektar,

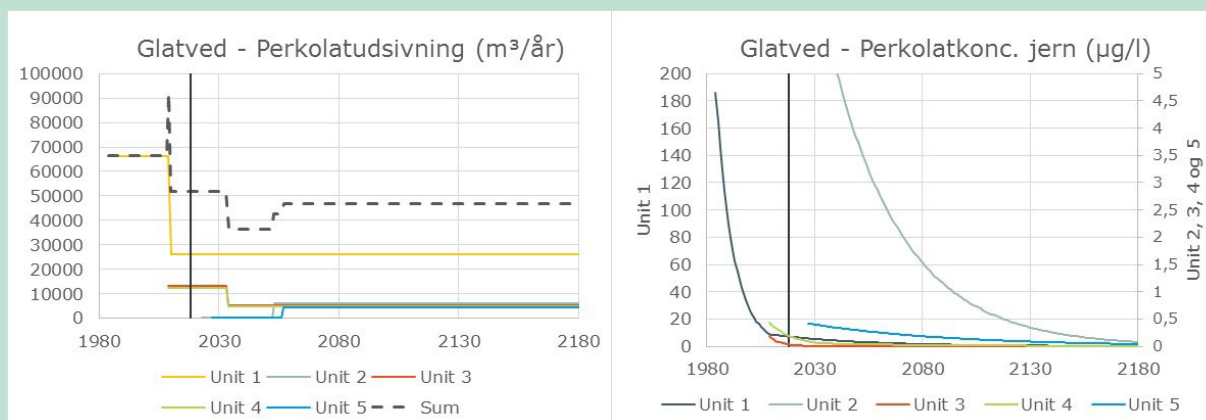
Da det samlede areal af de 5 beregningsenheder er 22,1 hektar, vil den gennemsnitlige fortynding fra perkolatet være 22,1 gange mindre end den fortynding, der bestemmes med Dashboardet (ca. 4.330 gange). Fortyndingen fra perkolat til overfladevand er ca. 195 gange.

7. Vurdering af resultat

7.1 Resultater af kildestyrkeberegninger

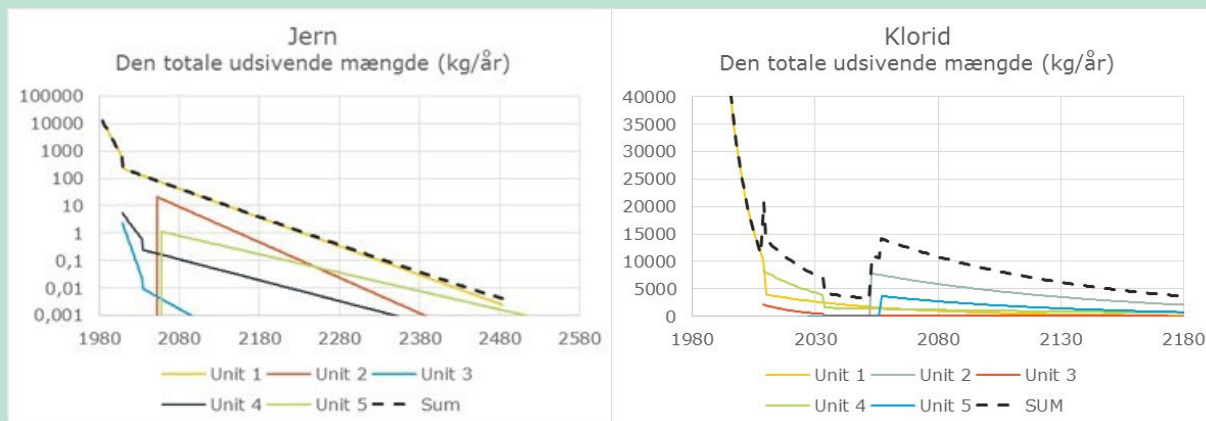
Ved estimering af kildestyrke beregnes for den enkelte beregningsenhed dels perkolatmængden, der kan forventes at udsive fra enheden, dels koncentrationen som funktion af tiden og beregnet som årlige gennemsnit.

Grafen til venstre i FIGUR 7.1 illustrerer for hver af beregningsenhederne den forventede perkolatudsivning over tid. I de første år ses en høj perkolatudsivning, der forekommer i forbindelse med opfyldningen af beregningsenhed 1. I 2009 ses en top i perkolatudsivningen, der skyldes at beregningsenhed 1 fortsat opfyldes, og at infiltreringen af perkolat fra beregningsenhed 3 og beregningsenhed 4 begynder dette år. I 2010 er beregningsenhed 1 slutaftdækket og overgået til efterbehandling, hvorfor perkolatmængden fra beregningsenhed 1 falder, hvilket også giver et fald i den samlede perkolatudsivning. I 2039 går beregningsenhed 3 og beregningsenhed 4 ligeledes til efterbehandling, og den samlede perkolatudsivning falder yderligere. Fra beregningsenhed 2 og beregningsenhed 5 er det antaget, at perkolatet bortpumpes til rensningsanlæg under opfyldning og efterbehandling. I henholdsvis 2053 og 2057 overgår beregningsenhed 2 og beregningsenhed 5 til passiv tilstand, hvorfor den samlede perkolatudsivning stiger i disse år. Grafen til højre i FIGUR 7.1 viser den estimerede jernkoncentration i perkolatet i de fem beregningsenheder. Beregningerne for jern er gennemført med en default kappa-værdi på 1,63. Det skal desuden bemærkes, at jern er beregnet som Fe(II), der under aerobe forhold vil oxidere og udfælde som Fe(III). I beregningerne er der ikke taget højde for oxidering.



FIGUR 7.1. Estimeret årlige perkolatudsivning (til venstre). Estimeret stofkoncentrationer i perkolatet for jern (til højre). Den lodrette sorte streg markerer år 2018

Ved at kombinere de to grafer i FIGUR 7.1 kan den samlede udsivning af jern beregnes som vist i FIGUR 7.2. Da beregningsenhed 1 har højere udsivning end de andre beregningsenheder, og da koncentrationen af jern i beregningsenhed 1 er væsentligt højere end i de øvrige beregningsenheder, bliver udviklingen i beregningsenhed 1 dominerende for den samlede udvikling. For andre stoffer, eksempelvis for klorid, ses er et mere komplekst billede som vist i grafen til højre i FIGUR 7.2.



FIGUR 7.2. Grafen til venstre viser den estimeret årlige udsivning af jern (kg/år). Bemærk at y-aksen er logaritmisk, hvilket giver de rette linjer. Grafen til højre viser den estimerede årlige udsivning af klorid (kg/år). Bemærk, at y-aksen er ikke logaritmisk

7.2 Resultater fra transportmodellen

For stofferne på den stedsspecifikke stoffliste (jf. TABEL 5.9) samt for jern og cyanid – er følgende beregnet med GrundRisk Landfill-transportmodellen:

- Den maksimale koncentration $C'_{\max, \text{POC}}$ i POC_(marin) (dvs. ved kystlinjen) inden for en periode af 500 år fra den første enhed blev taget i brug
- Årstallet for hvornår den maksimale koncentration forekommer
- Den maksimale stofbelastning (J') (kg/år) og årstallet for samme
- Den totale udledte mængde (kg) over hele beregningsperioden på 500 år.

I nedenstående TABEL 7.1 er resultatet af den maksimale koncentration af stoffet ved kystlinjen oplistet, idet den er sammenlignet med miljøkvalitetskravet for overfladevand – AOVK. For hovedparten af stofferne er den maksimale koncentration estimeret til at forekomme i perioden efter 2018, men for enkelte stoffer (acenaphthen, atrazin, MCCP og jern) estimerer modellen, at de højeste koncentrationer er forekommet før 2018, dvs. at den maksimale påvirkning af overfladevandet allerede er vurderet til at have fundet sted. For disse stoffer er der derfor yderligere beregnet en maksimal koncentration for tiden efter 2018. Denne værdi anvendes til sammenligning med miljøkvalitetskravet.

Stoffer der overholder kvalitetskravene

Som det fremgår af TABEL 7.1 er der for godt halvdelen af stofferne beregnet en porevandskoncentration i overgangen til overfladevandet, der er lavere end miljøkvalitetskravene (AOVK). Det drejer sig om følgende stoffer atrazin, bisfenol A, ethylbenzen, fenol, fluoren, mangan, molybdæn, toluen og xylener.

For triklorethylen er koncentrationerne i beregningspunktet lavere end AOVK for triklorethylen. På grund af triklorethylens bionedbrydelighed og en formodet kraftig biologisk aktivitet i overgangszonen mellem grundvand og overfladevand, vil store dele af triklorethylenen kunne omdannes til vinylklorid. I Miljøstyrelsens prioriteringssystem for jordforureningers påvirkning af overfladevand /18/ (Miljøstyrelsen, 2015), regnes der med, at alt triklorethylen omdannes til vinylklorid, hvorfor der sammenlignes med vinylklorids miljøkvalitetskrav. Da vinylklorid har en molekylvægt, der er ca. halvdelen af triklorethylen omdannes 1 mg triklorethylen til 0,5 mg

vinylklorid. Ved sammenligningen skal AOVK for vinylklorid derfor sammenlignes med halvdelen af triklorethylen-koncentrationerne. For vinylklorid bliver overskridelsen af miljøkvalitetskravet 30 gange.

TABEL 7.1. Resultatet af de udførte beregninger, hvor der er anført den maksimale koncentration i grundvandet ($C'_{\max}$), lige inden udsivning til overfladevandet og året for, hvornår denne koncentration opnås. For værdier med rødt er der anvendt default-værdier for C_0 ved beregningerne.

De to første kolonner viser resultaterne, hvis der udelukkende ses på perioden efter 2018. De følgende to kolonner viser resultaterne for hele beregningsperioden (1984 – 2484). De sidste to kolonner viser miljøkvalitetskrav i overfladevandet (AOVK), og hvilken fortynding der maksimalt bliver nødvendig, for at AOVK kan opfyldes ved POC regnet ud fra tallene for perioden efter 2018.

Stof	Perioden efter 2018		Hele perioden (1984-2484)		AOVK (mg/kg)	Nødvendig Fortynding i receptor (AOVK)
	$C'_{\max}$ i grundvand (mg/kg)	Årstal	$C'_{\max}$ i grundvand (mg/kg)	Årstal		
Acenaphthen	0,00054	2019	0,00054	2019	0,00038	1,4
Atrazin	0,00022	2018	0,0009	1988	0,0006 ^{PS}	0,37
Barium	0,182	2305	0,182	2305	0,0058 ^b	31
Bisfenol A	<0,00001		<0,00001		0,00001	
Bor	0,170	2484	0,170	2484	0,094 ^b	1,8
Ethylbenzen	0,00003	2408-2484	0,000032	2408-2484	0,002	0,02
Fenol	<0,00001		<0,00001		0,00077	
Fluoren	0,00023	2073	0,00023	2073	0,00023	1,0
Jern	0,53	2018	29,3	1986		
Mangan	0,054	2484	0,054	2484	0,150 ^b	0,36
MCCP	0,0025	2018	0,016	1987-2007	0,0018	1,4
Molybdæn	0,003	2380	0,003	2380	0,0067 ^b	0,45
Toluen	0,0004	2061	0,0004	2061	0,0074	0,05
Triklorethylen	0,003	2210-2484	0,003	2210-2484	0,010	0,3
TCE omsat til vinylklorid	0,0015		0,0015		0,00005	30
Xylener (o-,m-,p-xylen + ethylbenzen)	0,0008	2064	0,003	2210-2484	0,0010	0,8

b Miljøkvalitetskravet er denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration. jf. bekendtgørelse 1625 /8/.

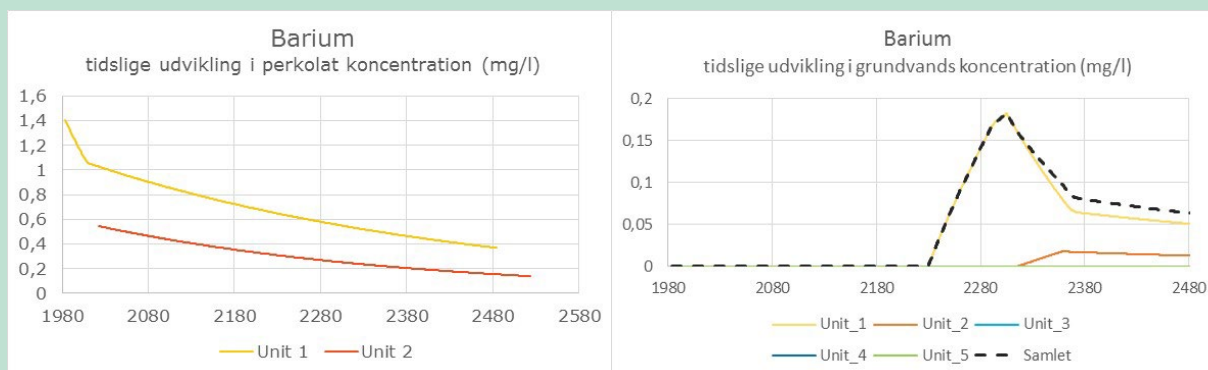
PS Prioriterede stoffer / Prioriterede farlige stoffer inden for EU's vandpolitik, jf. bekendtgørelse 1625 /8/.

Stoffer der overskrider kvalitetskravene

For tre stoffer (acenaphthen, bor og MCCP) er de beregnede koncentrationer op til en faktor 2 højere end AOVK.

Den største overskridelse af miljøkvalitetskravet beregnes for barium, idet koncentrationen er 31 gange højere end AOVK. I FIGUR 7.3 ses den tidlige udvikling i bariumkoncentrationerne i henholdsvis perkolatet og i beregningspunktet, der ligger ved udsivningen til overfladevandet. Det ses, at det i høj grad er bidraget fra beregningsenhed 1, som giver anledning til de høje koncentrationer, selvom koncentrationerne i beregningsenhed 1 kun er ca. dobbelt så høje

som i beregningsenhed 2. Dette skyldes, at den årlige udsivning af perkolat fra beregningsenhed 1 er væsentligt større end for de andre beregningsenheder, som det er illustreret i FIGUR 7.3. Beregningerne viser, at koncentrationen af barium er større end 10 gange AOVK i perioden fra ca. år 2250 og frem til risikoberegningens afslutning i 2484.



FIGUR 7.3. Estimeret tidlig udvikling i bariumkoncentrationer i henholdsvis perkolatet fra beregningsenhederne (til venstre) og i porevandet ved udsivning til overfladevand (til højre).

Default-værdier for C_0 og κ

Som det fremgår af TABEL 7.1 er der anvendt default-værdier for C_0 for hovedparten af stofferne. Kun for 5 stoffer (acenaphthen, ethylbenzen, fluoren, toluen og xylener) er C_0 -værdierne baseret på stoffkoncentrationer målt i perkolatet. For alle stoffer er der anvendt default κ -værdier. Såfremt resultaterne af risikovurderingen skal udgøre en del af et beslutningsgrundlag, bør vurderingerne/beregningerne revurderes, når der foreligger stedsspecifikke data til brug for kildestyrkemodellen. Som minimum bør C_0 -værdien bestemmes stedsspecifikt.

Beregning i blandingszonen

For de stoffer hvor koncentrationen er højere end AOVK, er der foretaget en beregning af vandkoncentrationen i blandingszonen ved kystlinjen (C_{rec}) ud fra den maksimale stofflux (J') ud fra ligning 5 i kapitel 6.3. Denne koncentration er ligeledes sammenlignet med AOVK. I nedenstående TABEL 7.2 angives den beregnede udsivning fra grundvandet til overfladevandet, som den samlede mængde (i kg) for perioden og den maksimale årlige udsivning i kg/år.

TABEL 7.2. Beregnet mængde stof der strømmer ud i overfladevandet angivet som den maksimale årlige flux (J') og den samlede stofudvaskning. På baggrund af ligning 6 og en fortyndingsfaktor er vandkoncentrationen (C_{rec}) i blandingszonen beregnet.

Stof	Udledt stofmængde i perioden efter 2018			AOVK (mg/kg)	Koncentration i blandingszonen (C_{rec})	AOVK/ C_{rec}
	Samlet mængde (kg)	Maksimal stofflux (J') (kg/år)	Årstal			
Acenaphthen	22	0,21	2019	0,38	0,015	0,040
Barium	9.115	72	2305	5,8 ^b	5,27	0,91
Bor	12.776	30	2484	94 ^b	2,20	0,023
Jern	9.932	205	2018		15,0	
MCP	460	1	2018	1,8	0,073	0,041
Trikllorethylen	233	0,55	2210-2484	10	0,040	0,0040
TCE omsat til vinylklorid	117	0,28		0 05	0,020	0,41

Som det fremgår af TABEL 7.2, viser fortyndingsberegningerne, at for alle stoffer, som indgår i beregningerne, beregnes en koncentration af stofferne i blandingszonen, der er lavere end AOVK.

For jern, som ikke har et miljøkvalitetskrav (AOVK), beregnes en koncentration på 15 µg/l eller 0,15 mg/l.

7.2.1 Supplerende stoffer

I udvælgelsen af stoffer til den stedsspecifikke stofliste er stoffer med lav mobilitet sorteret fra. Stoffer med lav mobilitet er, som beskrevet i /A/ (Miljøstyrelsen, 2018a), defineret som stoffer med $K_d > 15$, hvilket bl.a. betyder, at tungmetallerne og de fleste PAH'er ikke medtages i risikovurderingen. Ved Glatved er grundvandshastigheden ekstremt høj (635 m/år), hvilket bevirker, at stoffer med en K_d -værdi på op til ca. 25 vil kunne nå frem til kontrolpunktet inden for de 500 år, som risikovurderingen medtager. I risikovurderingen er det derfor valgt at supplere med beregning for stofferne, som er nævnt i TABEL 7.3, både ved beregning med GrundRisk Landfill og af koncentrationen i blandingszonen ved brug af ligning 6 i kapitel 6.3.

TABEL 7.3. Supplerende stoffer der medtages i risikovurderingen grundet høj grundvandshastighed (635 m/år). Stofspecifikke inputdata til kildestyrkeberegning og beregninger med GrundRisk Landfill. Data markeret med rødt er default-værdier

Beregningsenheder	C ₀ -værdier for beregningsenheder					Kappa	Kd	R		Nedbrydning	
	1	2	3	4	5			Umættet zone	Mættet zone	Vertikal	Horisontal
Stof	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l		l/kg			Dag ⁻¹	Dag ⁻¹
Arsen	38,8	70	14	17	594	0,03	20	164,33	152,11	0	0
Bly	186	52	0,9	1	4,1	0,27	100	817,67	756,56	0	0
Cadmium	10,2	0,94	0,15	0,36	0,77	0,5	20	164,33	152,11	0	0
Fluoranthen	0,285	0,093	0,01	0,012	0,046	0,00086	34	278,67	257,89	0	0,002
Kobber	21,5	450	12	37	30	0,28	100	817,67	756,56	0	0
Krom (total)	476	34	8,3	4,2	87	0,18	23	188,83	174,78	0	0
Kviksølv	0,513	0,61	0,25	0,23	0,44	0,05	20	164,33	152,11	0	0
Nikkel	115	390	11,5	45	302	0,29	20	164,33	152,11	0	0
Pyren	0,305	0,078	0,01	0,01	0,036	0,00086*	17	139,83	129,44	0	0
Zink	653	230	79	84	50	0,28	20	164,33	152,11	0	0

* Kappa-værdi fra modelstoffet Fluoranthen, der er modelstof for de fireringede PAH'er

Stoffer der ikke når frem til POC

Resultatet af de udførte beregninger er sammenfattet i TABEL 7.4. For stofferne bly og kobber viser beregningen i GrundRisk Landfill, at stofferne er væsentligt mere end 500 år om at nå frem til beregningspunktet. Dette skyldes, at K_d -værdierne ($K_d=100$) er høje i forhold til afstanden til kontrolpunkterne og grundvandshastigheden. Ligeledes ses det at fluoranthen ikke når frem til beregningspunktet inden for de 500 år.

Stoffer, hvor grundvandskoncentrationen overskrider AOVK

For alle øvrige stoffer ses, at grundvandskoncentrationen overskrider AOVK med mellem 2 og 33 gange. For arsen beregnes den højeste overskridelse af AOVK med 33 gange. For pyren estimeres det, at den højeste grundvandskoncentration er 25 gange højere end AOVK.

For alle stoffer ses det dog, at den beregnede koncentration i blandingszonen er lavere end AOVK.

TABEL 7.4. Supplerende stoffer der medtages i risikovurderingen grundet høj grundvandshastighed (635 m/år).

Stof	Maks. stofflux (J') (kg/år)	Samlet mængde (kg)	C' _{max} i grundvand (µg/l)	Årstal	AOVK (µg/l)	Nødvendig Fortynding af C' _{max}	Konc. i blandingszonen (C _{rec})	AOVK/C _{rec}
Arsen	5	438	20	2458	0,6 ^b	33	0,37	0,61
Bly	Kan ikke beregnes grundet for høj Kd-værdi				1,3 ^{PS}			
Cadmium	0,30	29	0,77	2456	0,2 ^{PFS}	3,9	0,022	0,11
Fluoranthen	<0,01	<1	<0,001	>2484	0,0063 ^{PS}			
Kobber	Kan ikke beregnes grundet for høj Kd-værdi				1 ^b			
Krom (total)	14,70	621	38	2484	3,4	11	1,08	0,32
Kviksølv	0,03	3	0,091	2457	0,07 ^{PFS}	1,3	0,0022	0,03
Nikkel	5,68	538	19	2457	8,6 ^{PS}	2,2	0,42	0,05
Pyren	0,02	2	0,043	2380	0,0017	25	0,0015	0,86
Zink	24,6	2.345	56	2456	7,8 ^b	7,2	1,80	0,23

b Miljøkvalitetskravet er for denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration. jf. bekendtgørelse 1625 /8/.

PS /PFS Prioriterede stoffer / Prioriterede farlige stoffer inden for EU's vandpolitik, jf. bekendtgørelse 1625 /8/.

7.3 Beregninger for næringsstoffer

I lighed med de miljøfarlige forurenende stoffer kan der for næringsstofferne foretages kildestyrkeberegning og efterfølgende stoftransportberegninger med GrundRisk Landfill til bestemmelse af den tidlige udsivning til overfladevandet.

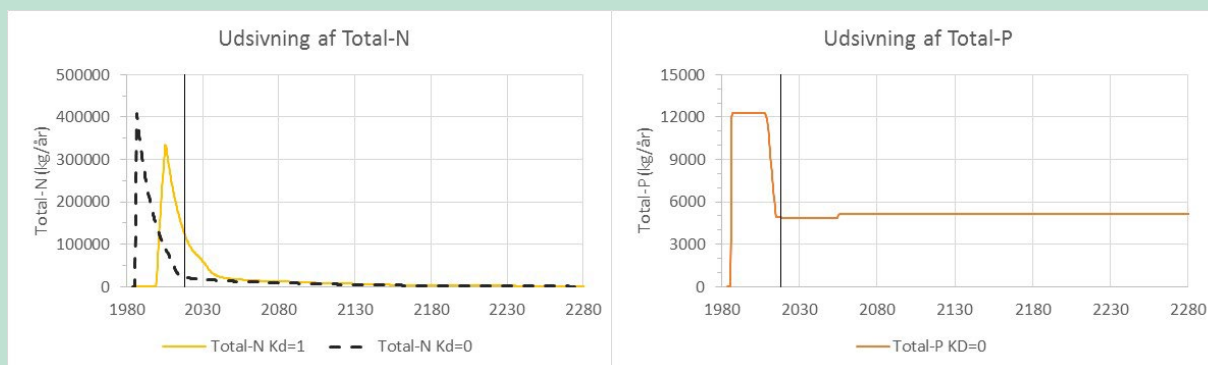
For ammonium er kildestyrkeberegningen foretaget med en default kappa-værdi på 1,08. Herefter er der foretaget beregninger vha. GrundRisk Landfill-modellen; én hvor Kd=1 (R=ca. 10) og én med Kd=0 (R=1). Transporten af kvælstof i jord og grundvand sker enten som den monovalente kation (NH₄⁺) eller som en anion (NO₂⁻, NO₃⁻). Som anion vil stofspredningen ske med samme hastighed som grundvandet (R=1 svarende til Kd=0), mens kationen vil spredes med en hastighed der er ca. 1/10 del af grundvandets hastighed (R=10 svarende til Kd=1). Resultaterne af beregningerne kan ses i TABEL 7.5 og i FIGUR 7.4.

TABEL 7.5. Supplerende stoffer der medtages i risikovurderingen grundet høj grundvandshastighed (635 m/år).

Stof	Udledt stofmængde til overfladevand i perioden efter 2018				Udledt stofmængde til overfladevand i hele perioden (1984-2484)			
	Samlet mængde (kg)	Maksimale		Årstal	Samlet mængde (kg)	Maksimale		Årstal
		Stofflux (kg/år)	Konc. (µg/l)			Stofflux (kg/år)	Konc. (µg/l)	
Total N (Kd=0)	1.504.472	21.071	55	2018	6.306.681	408.629	1032	1986
Total-N (Kd=1)	2.984.753	125.599	317	2018	6.744.974	334.034	844	2005

Total-P (Kd=0)	2.386.564	5.141	14	2054	2.732.788	12.289	31	1987
-------------------	-----------	-------	----	------	-----------	--------	----	------

For fosfor er der foretaget kildestyrkeberegning med en kappa-værdi lig nul svarende til konstant kildestyrke, da det hverken har været muligt at bestemme eller finde en default kappa-værdi for fosfor. Stofftransportberegninger med GrundRisk Landfill er foretaget med Kd-værdi lig nul ($R=1$), idet det antages, at transporten af fosfor i jord og grundvand sker som en anion. Dette er en konservativ måde at udføre beregningerne på, idet der heller ikke er medtaget f.eks. mineralisering og immobilisering af fosfat. Resultaterne af beregningerne kan ses i TABEL 7.5 og i FIGUR 7.4.



FIGUR 7.4. Estimeret tidlig udvikling i fluxen (kg/år) fra porevand til overfladevand af kvælstof (til venstre) og Total fosfor (til højre). Den lodrette streg viser år 2018.

Udsivningen af næringsstoffer er domineret af udsivningen fra beregningsenhed 1. En udsivning fra en enhed uden bundmembran og under opfyldning er typisk kraftigere end en afsluttet enhed. Derfor er det perioden, hvor beregningsenhed 1 har været under opfyldning, som giver den kraftigste belastning. Som det fremgår af FIGUR 7.4 har udsivningen af næringsstoffer fra grundvand til overfladevand toppet, og udsivningen er nu stabil (fosfor) eller faldende (kvælstof).

For fosfor ses en svag stigning omkring 2055 som en effekt af, at beregningsenhed 2 og beregningsenhed 5 overgår til passiv tilstand.

For kvælstof ses det, at beregningen med $K_d=1$ forskyder kurven mod højre, så koncentrationmaksimum indtræder senere. Dette bevirker, at på beregningstidspunktet (2018) ses en højere koncentration ved beregningen med $K_d=1$ i modsætning til $K_d=0$. I et længerevarende perspektiv er der dog kun marginal forskel på de to beregninger, der begge viser en aftagende påvirkning af overfladevandet over tid. Som det fremgår af FIGUR 7.4, giver det en marginal øget påvirkning af overfladevandet, at beregningsenhed 2, 3, 4 og 5, når de overgår til passiv tilstand.

Af Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn, /12/ fremgår det, at: *"Der er samlet set behov for yderligere reduktion af kvælstoftilførslen til kystvande, såfremt der skal opnås god tilstand i disse. På den baggrund fokuserer indsatsen i vandområdeplanerne, for at bringe kystvandene i god tilstand, på at nedbringe kvælstoftilførslen til kystvandene."*

Den faldende tendens i kvælstofpåvirkningen af kystvandet, fra ca. 40 tons/år i 2012 til ca. 20 tons/år i 2021 og ca. 7 tons i år 2100, er således i tråd med vandområdeplanens indsats for området.

Af bilag 2 i Vandområdeplan 2015-2021 fremgår det, at for hovedvandområde 1.6 Djursland, Åbne vandområder Gr. II- Kattegat ident 140) har en baseline i 2012 på 873,8 tons pr. år og en målbelastning på 1078,5 tons/år i 2021.

Udsivningen af kvælstof udgjorde således ca. 5 % i 2012 og er reduceret til ca. 2 % i 2021.

7.4 Beregninger med baggrundsværdier

Ved beregninger med GrundRisk Landfill er det ikke muligt at medregne baggrundskoncentrationer i grundvandet. På samme måde er beregningerne af fortyndingen i overfladevandet også foretaget uden inddragelse af eventuelle baggrundskoncentrationer. I /E/ (Miljøstyrelsen, 2019), bilag 9, er det vist, hvorledes baggrundskoncentrationen kan medtages i beregningen ved at anvende ligning 7.

$$\text{Ligning 7} \quad C_{\text{rec}} = 0,03171 \cdot (J'_{\text{gv}} / FF) + C_{\text{rec,bag}}$$

I /19/ er baggrundskoncentrationer i kystvandet ved Glatved og Fornæs bestemt for udvalgte PAH'er og tungmetaller. Som det fremgår af TABEL 7.6, ligger baggrundskoncentrationerne for flere stoffer mindst en faktor 10 lavere end AOVK. For benz(a)anthracen) er detektionsgrænsen højere end 1/10 af AOVK, og for fluoranthen er baggrundskoncentrationen højere end AOVK.

TABEL 7.6. Baggrundskoncentrationer af prioriterede stoffer i overfladevand (Fornæs) og (Glatved) fra /19/

Område Djursland øst Fornæs og Glatved	Antal prøver (n)	Median (µg/l)	Max (µg/l)	Miljøkvalitetskrav for andet overfladevand	
				Generelt kvalitetskrav (AOVK) (µg/l)	Korttidskvalitetskrav (µg/l)
Naphthalen/Naftalen	6	0,0162	0,0175	2	130
Antracen	6	0,0012	0,0016	0,1	0,1
Fluoranthen	6	0,0054	0,0081	0,0063	0,12
Benzo(a)pyren	6	<0,005	<0,005	0,00017	0,027
Indeno(1,2,3-cd)pyren	6	0,0007	0,0009	-	-
Benzo(ghi)perylene	6	0,001	0,0011	-	-
Kviksølv	6	<0,005	<0,005	0,07	0,07
Cadmium	6	0,02	0,03	0,2	-
Nikkel	6	0,7	0,8	3	-

Baggrundskoncentrationerne i grundvandet findes typisk fra kontrolboringer placeret opstrøms deponiet (f.eks. boring M1 ved Glatved) I TABEL 7.7 er baggrundskoncentrationerne fra boring M1 sammenlignet med de beregnede maksimale porevandskoncentrationer. Som det fremgår af tabellen, er det et fåtal af stofferne, hvor der forekommer baggrundsværdier, og for disse stoffer er baggrundskoncentrationen væsentlig mindre end den beregnede porevandskoncentration. At medtage baggrundskoncentrationerne i beregningerne vil derfor ikke ændre på konklusionerne af risikoberegningerne.

TABEL 7.7. Sammenfatning af baggrundskoncentrationer (målt i boring M1) og beregnet maksimal påvirkning af grundvandet, for stofferne på den stedsspecifikke stofliste. Ej målt betyder at der ikke er foretaget analyser for det pågældende stof.

Stof	Efter 2018 $C'_{\max}$ i grundvand (mg/l)	Hele perioden $C'_{\max}$ i grundvand (mg/l)	Baggrund Boring M1 (mg/l)	AOVK (mg/l)
Acenaphthen	0,00054	0,00054	0,00001	0,00038
Atrazin	0,00022	0,0009	Ej målt	0,0006
Barium	0,182	0,182	Ej målt	0,0058
Bisfenol A	<0,00001	<0,00001	Ej målt	0,00001
Bor	0,170	0,170	Ej målt	0,094
Ethylbenzen	0,00003	0,000032	Ej målt	0,002
Fenol	<0,00001	<0,00001	Ej målt	0,00077
Fluoren	0,00023	0,00023	0,00001	0,00023
Jern	0,53	29,3	3,1	
Mangan	0,054	0,054	0,092	0,150
MCPP	0,0025	0,016	Ej målt	0,0018
Molybdæn	0,003	0,003	Ej målt	0,0067
Toluen	0,0004	0,0004	Ej målt	0,0074
Trikllorethylen (TCE omsat til VC)	0,003 (0,015)	0,003 (0,015)	Ej målt	0,010 (0,00005)
Xylener (o-,m-,p- xylen + ethylben- zen)	0,0008	0,003	Ej målt	0,0010

8. Konklusioner

8.1 Overordnet konklusion

I beregningerne er det forudsat, at efterbehandlingstiden for de enkelte deponeringsenheder er 30 år.

Resultaterne af risikoberegningerne viser den estimerede påvirkning af receptor, som er Kattegat, fra Glatved deponeringsanlæg i perioden frem til 2484. Vurderingerne er gennemført med udgangspunkt i, at de to etaper I og II, A på deponeringsanlægget er den eneste kilde til påvirkning af receptor, og at der således ikke er anlæg på f.eks. naboejendomme, som giver anledning til påvirkning med tilsvarende stoffer. Beregningerne er ligeledes gennemført uden hensyntagen til eventuelle baggrundskoncentrationer i grundvand og overfladevand. I det omfang data foreligger, er baggrundsværdier i overfladevand medtaget i en kvalitativ vurdering af resultaterne og betydningen heraf for konklusionerne i risikovurderingen.

Beregningerne viser, at for de vurderede miljøfarlige forurenende stoffer vil der ikke ske en overskridelse af miljøkvalitetskravene (AOVK) i vandfasen i receptor (Kattegat) uden for blandingszonen, når der ses bort fra øvrige kilder i området. For hovedparten af stofferne viser beregningen, at deponeringsanlæggets bidrag til koncentrationen i blandingszonen ligger på mindre end 10 % af AOVK. For enkelte stoffer (arsen, barium, krom, pyren og triklorethylen beregnet omdannet til vinylchlorid) viser beregningen, at bidraget er væsentligt højere end 10 %, specielt for barium og pyren er bidraget tæt på AOVK. Beregningerne skal ses i lyset af, at der ikke har været et stof- og stedsspecifikt datagrundlag, og at risikovurderingen derfor kun er en indikation af risikobilledet, jf. kapitel 8.2.1.

Beregninger for næringsstofferne kvælstof og fosfor viser en aftagende tendens for kvælstof og stabile koncentrationer for fosfor. Udviklingen i udvaskningen af næringsstofferne er således i tråd med vandområdeplanens indsats, hvor det ønskes at udsivningen af kvælstof reduceres. Beregningerne viser, at overgangen til passiv tilstand for beregningsenhed 2, 3, 4 og 5 giver en marginal øget påvirkning af overfladevandet.

De beregnede påvirkninger af kystvandet kan indgå i dialogen med myndighederne omkring vurderingen af, om deponeringsanlæggets belastning af kystvandet er acceptabelt.

8.2 Konklusioner af kildestyrkeberegningen

8.2.1 Stofkoncentrationer – C_0 -værdier

Der er udarbejdet en stedsspecifik stofliste jf. TABEL 5.9 over de stoffer, der som minimum bør indgå i risikovurderingen. På grund af den meget høje grundvandshastighed (635 m/år) foreslås risikovurderingen desuden suppleret med udvalgte tungmetaller og to PAH'er, som det fremgår af TABEL 7.3. For stofferne bly, kobber og fluoranthen viser beregningerne, at stofferne ikke når frem til POC inden for 500 år.

Det er afgørende at bemærke, at for hovedparten af stofferne er det en default C_0 -værdi, der indgår i beregningerne af kildestyrken. Det betyder, at resultaterne af vurderingerne kun kan anvendes som en indikation for, hvilke stoffer der kan være enten problematiske/uproblematiske. Såfremt resultaterne af risikovurderingen skal udgøre en del af et beslutningsgrundlag, bør beregningerne og vurderingen gentages, når der foreligger stedsspecifikke data til brug for kildestyrkemodellen. Som minimum bør C_0 -værdien bestemmes stedsspecifikt.

For stofferne/parametrene klorfenoler, selen og vanadium findes der hverken perkolatdata eller default-værdier, Disse stoffer har derfor ikke kunnet medtages i risikoberegningen, selvom de indgår på basisstoffisterne. Disse stoffer bør derfor inddrages i monitoringsprogrammet for de affaldstyper, hvor de fremgår af basisstoffisterne.

Stofferne antimon, barium, fenol og molybdæn indgår ligeledes i basisstoffisterne for alle enheder, men for flere af enhederne mangler der oplysninger om koncentrationen af disse stoffer i perkolatet.

Der er ikke konstateret overskridelser af AOVK for nogen stoffer inden for blandingszonen (POC). For barium og pyren er bidraget tæt på AOVK. For pyren er beregningerne baseret på målte koncentrationer i perkolatet fra alle beregningsenheder, men for barium foreligger der kun målinger for nogle af beregningsenhederne. [TABEL 8.1](#) viser en opgørelse over stoffer, der bør inddrages i monitoringsprogrammet for alle enheder.

TABEL 8.1. Stoffer der skal tilføjes monitoringsprogrammet for perkolat for de pågældende enheder

Geometri	Etape I Bereg- ningsenhed 1	Shredderaf- fald Bereg- ningsenhed 2	Asbest Bereg- ningsenhed 3	Jord Beregnings- enhed 4	Blandet af- fald Beregnings- enhed 5
Antimon	Tilføjes	Indgår	Tilføjes	Tilføjes	Indgår
Arsen	Indgår	Indgår	Indgår	Indgår	Indgår
Atrazin	Tilføjes				Tilføjes
Barium	Tilføjes	Indgår	Tilføjes	Tilføjes	Tilføjes
Bisfenol A					Tilføjes
Bor					Tilføjes
Antimon	Tilføjes	Indgår	Tilføjes	Tilføjes	Indgår
Fenol	Tilføjes	Tilføjes	Tilføjes	Tilføjes	Tilføjes
Klorbenzener	Tilføjes				Tilføjes
Klorfenoler					Tilføjes
Mangan		Tilføjes	Indgår*		Tilføjes
MCCP	Tilføjes				Tilføjes
Molybdæn	Indgår	Indgår	Tilføjes	Tilføjes	Indgår
Nonylfenol					Tilføjes
Selen	Tilføjes	Tilføjes	Tilføjes	Tilføjes	Tilføjes
Triklorethylen	Tilføjes	Ekstra	Ekstra	Ekstra	Tilføjes
Vanadium					Tilføjes
Tilføjes	På basisstofflisten for den pågældende enhed, men indgår ikke i monitoringsprogrammet for perkolat. Stoffet skal tilføjes monitoringsprogrammet for perkolat for den pågældende enhed				
Ekstra	Ekstra monitoring. Stoffet er ikke på basisstofflisten for den pågældende enhed, men da stoffet overskrider eller er tæt på at overskride kvalitetskravet tilføjes stoffet til monitoringsprogrammet for perkolat også for enheden				
Indgår	Indgår allerede i monitoringsprogrammet for perkolat for enheden, og er på basisstofflisten for den pågældende enhed				

Indgår*	Indgår allerede i monitoringsprogrammet for perkolat for enheden, men er ikke på basisstoflisten for den pågældende enhed
---------	---

8.2.2 Kappa-værdier

Ingen af de foreliggende perkolatdata kan anvendes til fastlæggelse af kappa-værdier. Alle kappa-værdier er derfor default-værdier eller 0 (ingen udvikling i perkolatkoncentrationen).

Det bør overvejes at målrette kontrolprogrammet, så der på sigt vil kunne opstilles stedsspecifikke kappa-værdier.

8.3 Konklusioner af beregninger med GrundRisk Landfill

Mange af de data der indgår i transportberegningerne, er som udgangspunkt enten default-værdier eller beregnede værdier:

- Retardation (Rf eller Kd): beregnede værdier, hvor beregningerne er baseret på litteraturværdier
- Nedbrydningskonstanter (vertikalt og horisontalt): litteraturværdier
- Grundvandshastighed: beregnede værdier, hvor beregningerne er baseret på litteraturværdier
- Porøsitet, og vandindhold: litteraturværdier
- Nettonedbør: litteraturværdier
- Dispersivitet: beregnede værdier, hvor beregningerne er baseret på litteraturværdier
- Stofkoncentrationer og vandflux: fra kildestyrkeberegningen.

En generel vurdering af betydningen af usikkerheden for de enkelte faktorer er beskrevet i kapitel 3 i /E/ (Miljøstyrelsen, 2019). I det følgende gives en kort vurdering af den konkrete betydning for Glatved deponeringsanlæg.

Manglende data om mobilitet og nedbrydelighed

For de stoffer, hvor der ikke er oplyst en Kd-værdi, kan der eventuelt søges supplerende oplysninger vedrørende stoffernes transportegenskaber (Kd-værdi). Formålet vil være at kunne inddrage stoftilbageholdelse i risikovurderingen. Kd har dog forholdsvis lille betydning for risikovurderingen, medmindre Kd er så stor, at stoffet kan udelades af risikovurderingen. For Glatved er det stofferne bor, jern, mangan, og vanadium, hvor der mangler oplysninger om Kd-værdi.

Nedbrydelighed

For de organiske stoffer kan nedbrydeligheden have stor indflydelse på, om stoffet udgør en risiko eller ej. Der bør dog kun søges supplerende oplysninger for stoffer, hvor beregninger uden nedbrydning har vist, at stoffet giver en overskridelse af kvalitetskravene i POC. For Glatved er der ingen stoffer, hvor dette er tilfældet.

Data om geologi og hydrogeologi

For Glatved foreligger en god geologisk og hydrogeologisk redegørelse i form af en opdateret hydrogeologisk model /5/ (COWI, 2008), som er angivet i Bilag 1 i uddrag. Det vurderes derfor ikke nødvendigt med supplerende dataindsamling for at forbedre disse oplysninger.

8.4 Manglende kvalitetskrav

Der er stoffer, som jf. /1/ (Århus Amt), bør medtages i en risikovurdering, men hvor der ikke foreligger et miljøkvalitetskrav (AOVK). Der kan ikke gennemføres en beregningsmæssig risikovurdering for disse. Det bør for hvert enkelt stof overvejes, om det kan forventes, at der for

stoffet i nær fremtid bliver fastsat miljøkvalitetskrav, eller om stoffet skal udgå af risikoberegningen. Ud over salte og næringssalte, hvor det ikke giver mening at opstille kvalitetskrav, ift. overfladevand, drejer det sig om jern og klorfenoler, der indgår i basis-stoflisterne, men hvor der ikke findes miljøkvalitetskrav.

Desuden bør det overvejes, om der skal opstilles miljøkvalitetskrav for cyanid.

8.5 Næringsstoffer

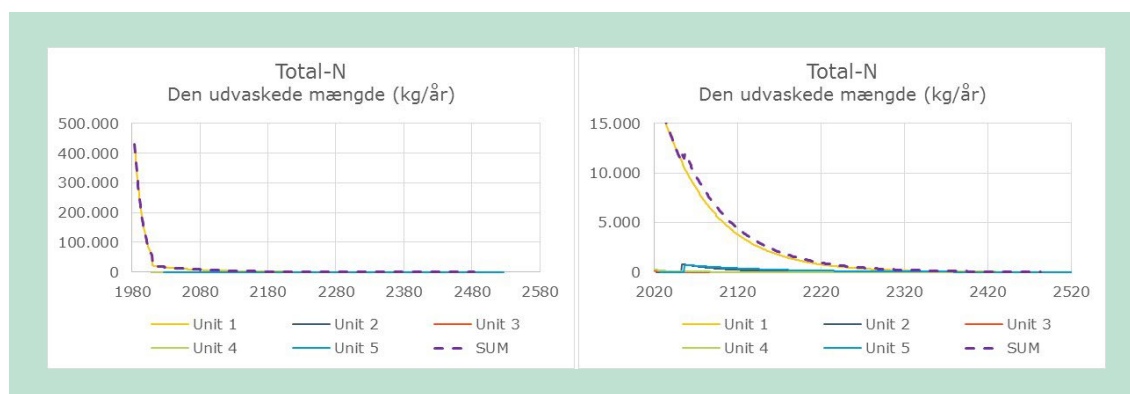
For næringsstoffer (kvælstof og fosfor) er det belastningen, som skal vurderes ift. målopfyldelse i Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn, /12/. Der er sat et mål for, at receptorens økologiske kvalitet skal forbedres, og der er specielt i denne forbindelse fokus på kvælstof.

Der er foretaget beregninger med kildestyrkemodulet for at vurdere udvaskningen af næringsstoffer fra deponeringsanlægget. Som det fremgår af FIGUR 8.1, er det udvaskningen fra beregningsenhed 1, der dominerer for den samlede udvaskning.

Udvaskningen er størst i starten af perioden, hvor der sker opfyldning af beregningsenhed 1. I 2009 er beregningsenhed 1 slutfærdiget, og opfyldning af de øvrige enheder påbegyndes, men udvaskningen fra beregningsenhed 1 er fortsat væsentligt større end udvaskningen fra de øvrige enheder tilsammen.

For at vurdere udsivningen fra grundvandet til kystvandet er der foretaget transportberegninger med GrundRisk Landfill. Beregningerne er foretaget både med K_d lig nul og med K_d lig én. På FIGUR 7.4 ses resultaterne og den maksimale påvirkning af kystvandet der forventes at have fundet sted i årene inden nærværende risikovurdering er foretaget, og derudover at udsivningen til kystvandet er stærkt faldende i takt med, at udsivningen til grundvandet er faldende (fra ca. 21 tons/år i 2018 til en tredjedel i år 2100).

Udviklingen i påvirkningen af overfladevandet er således i overensstemmelse med vandområdeplanens indsats for området. Hvorvidt deponeringsanlægget til fulde lever op til vandområdeplanen, vil skulle afklares i dialog med myndighederne.



FIGUR 8.1. Den årlige udvaskning af kvælstof (kg/år) fra deponeringsanlægget. De to figurer illustrerer samme forløb. Figuren til højre viser dog udsnittet efter 2020

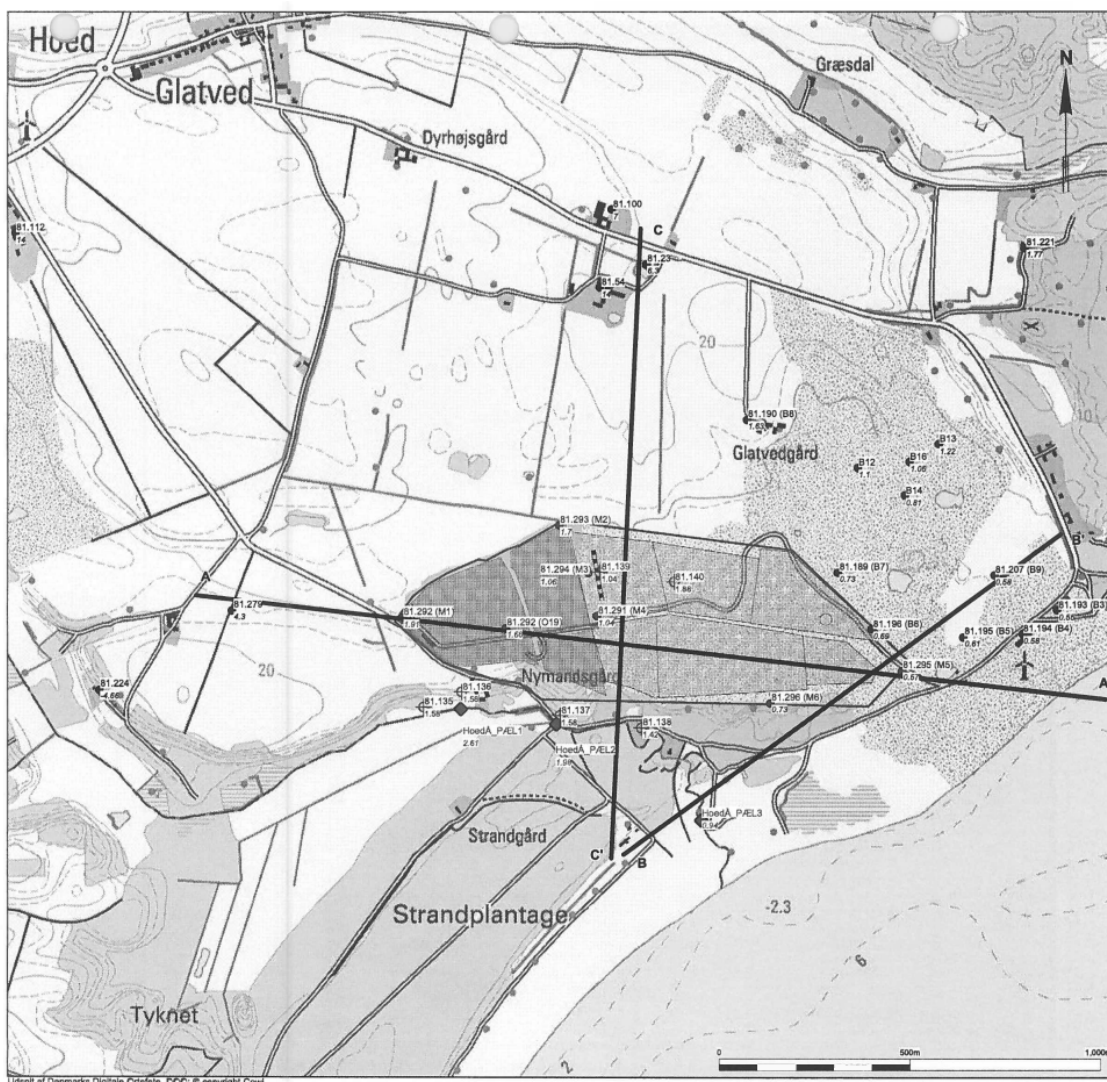
Bilag 1. GEOLOGI OG HYDROGEOLOGI

Kilde; Opdateret hydrogeologisk model for Reno Djurs I/S deponeringsanlæg ved Glatved – 2008 /5/)

Fra rapportens afsnit 3,9 fremkommer:

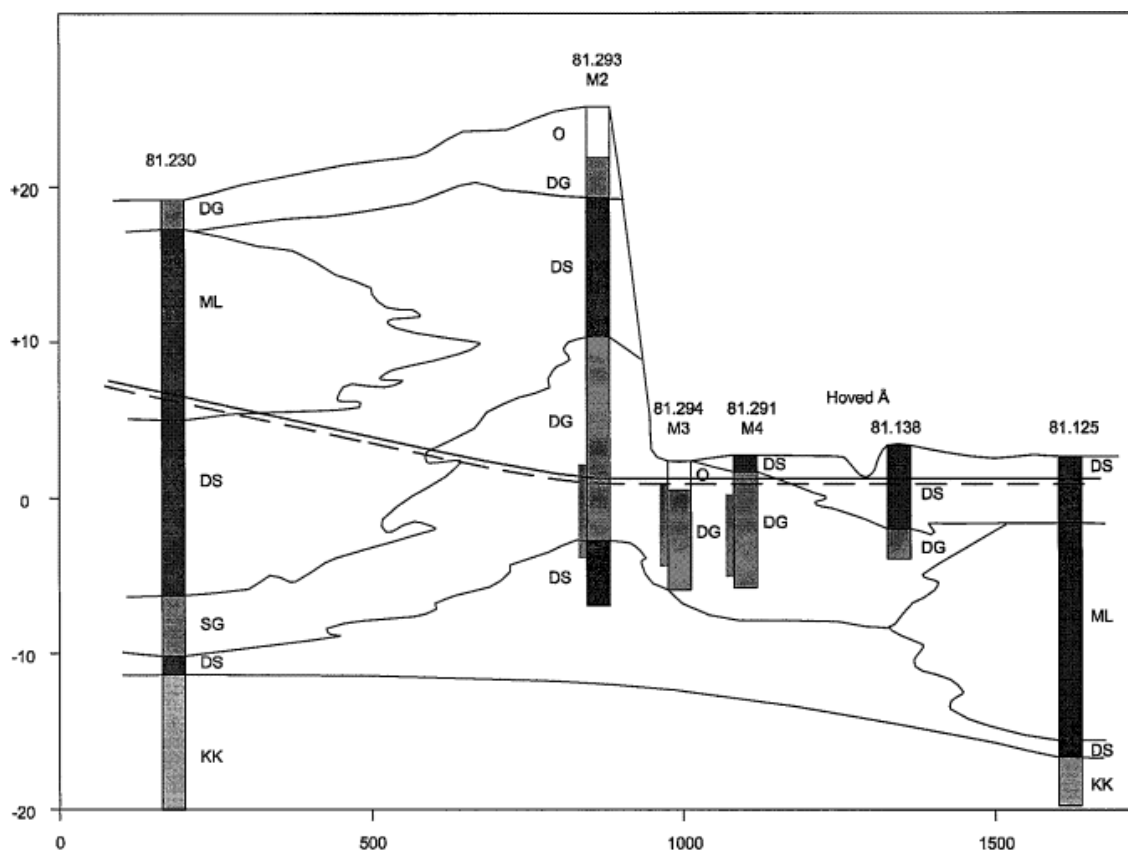
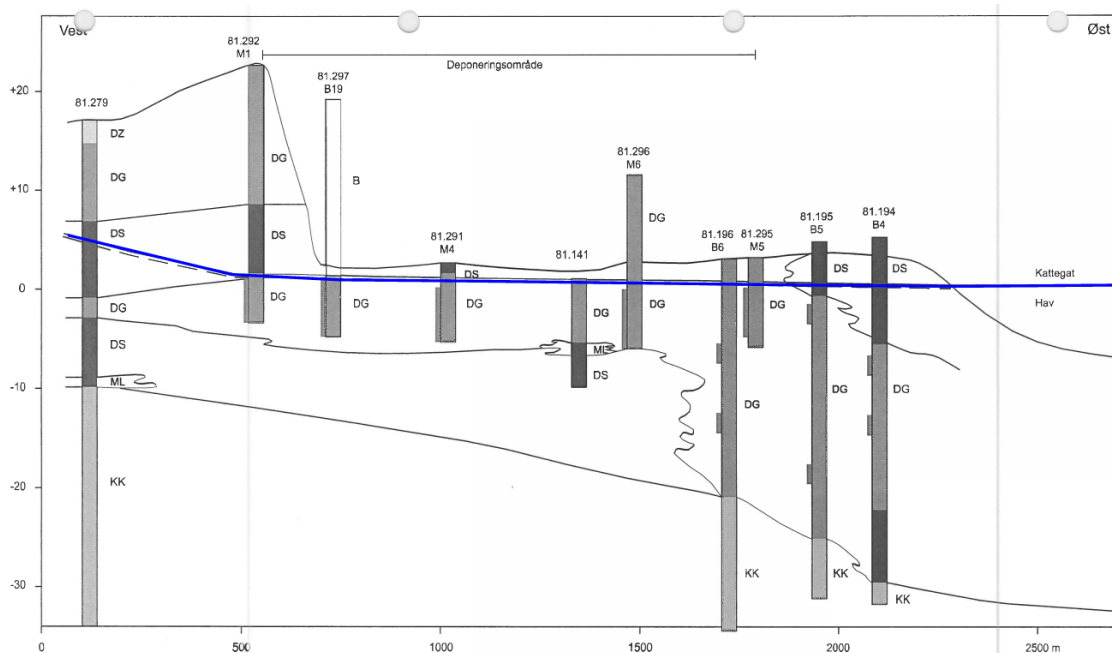
"Området består af kvartære aflejringer aflejret på Danien-kalk, hvis overflade i området ligger i kote -10 til -30 m, Udbredte kvartære aflejringer bestående af sand, grus, sten og blokke er baggrunden for etablering af grusgraven som i dag er indrettet som Reno Djurs' deponeringsanlæg for affald, "

" På de geologiske tværsnit ses en variation af kalkoverfladen mellem kote -10 og -30 m, "

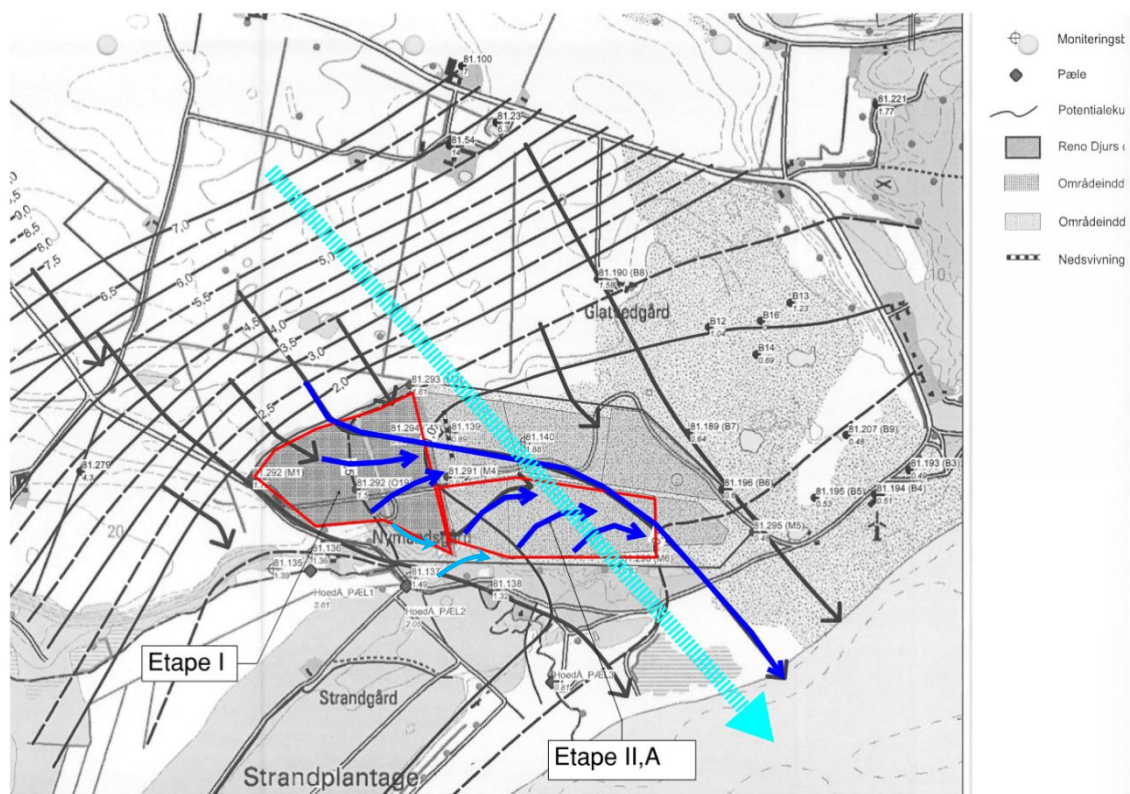


Plan med angivelse af placering af geologisk tværsnit

"Over kalken er hovedsageligt aflejret grovkornede glaciale sedimenter af sand, grus, sten og blokke. De mest grovkornede aflejringer forekommer formodentligt i øst-vestgående erosionskanaler. Placeringen af disse erosionskanaler er ikke veldefinerede, men det vurderes, at de kvartære aflejringer er stort set uforstyrrede og ligger omtrent vandret,"



Geologisk tværsnit gennem deponeringsanlægget ved Glatved Strand,



Grundvandspotentiale (primært magasin) og strømningsretning,

Bilag 2. Fastlæggelse af C_0 og K_d for stoffer på den stedsspecifikke stofliste

For de stoffer, hvor der foreligger analysedata for perkolatet, er der foretaget en beregning af max, min, gennemsnit og 90 %-fraktil. Som udgangspunkt svarer C_0 til den højeste målte koncentration, men der kan forekomme såkaldte outliers, dvs. målinger der ligger meget højere eller meget lavere end de øvrige målinger. Ved bestemmelse af C_0 skal der ses bort fra outliers. Outliers kan f.eks. identificeres, hvis $C_{\max} >> 90$ %-fraktilen.

En speciel udfordring er at søge at estimere kildestyrkekoncentrationerne for etape I. Da der ikke sker opsamling og analyse af perkolatet fra etape I, er C_0 -værdien i stedet estimeret ud fra data fra monitoring af grundvandet i monitoringsboring O19 umiddelbart under etape I. Grundvandskoncentrationerne omregnes til stofkoncentrationer i perkolatet ved, at der antages en fortyndingsfaktor på 10,5, svarende til at perkolatet opblandes i de øverste 1,5 m af den mættede zone. Dette forventes at være en konservativ antagelse. Til sammenligning regner GrundRisk Landfill kun med en fortynding på en faktor 3,6 svarende til opblanding i de øverste ca. 0,5 m. Alternativt kunne man have anvendt default-værdier for C_0 for nedlagte lossepladser eller for blandet affald. De beregnede C_0 -værdier er typisk væsentligt højere end default-værdierne for nedlagte lossepladser, men på niveau med default-værdierne for blandet affald.

For de stoffer, hvor der ikke foreligger tilstrækkelige perkolatdata, er det nødvendigt at benytte default-værdier.

Default-værdierne fremgår bl.a. af tabel 5.3 i /A/ (Miljøstyrelsen, 2018a) og er medtaget i regnearket "Samlet stofliste.xlsx".

C_0 -værdierne for hver beregningsenhed anvendes i kildestyrkeberegningerne. Ved screening af hvilke stoffer, der skal indgå på den stedsspecifikke stofliste, anvendes $C_{0, \max}$, der er den maksimale C_0 -værdi for hvert stof, se TABEL 8.2.

TABEL 8.2. Liste over stoffer, hvor der kan estimeres C_0 -værdier for enhederne. Stoffer med **fed** skrift forekommer på den samlede basisstofliste. **Rød** skrift angiver default-værdier. I den højre kolonne angives den højeste C_0 -værdi.

Stof	Etape I Beregnings- enhed 1	Shredder Beregnings- enhed 2	Asbest Beregnings- enhed 3	Jord Beregnings- enhed 4	Blandet Beregnings- enhed 5	$C_{0, \max}$ µg/l
Acenaph- then	4,77	0,480	0,012	0,012	0,180	4,77
Acenaphthy- len	0,105	0,100	0,012	0,012	0,046	0,105
Ammo- nium-N	6.453.000	1.000.000	46.000	42.000	580.000	6.453. 000
Anthracen	0,254	0,180	0,014	0,0120	0,069	0,254

Stof	Etape I Beregnings- enhed 1	Shredder Beregnings- enhed 2	Asbest Beregnings- enhed 3	Jord Beregnings- enhed 4	Blandet Beregnings- enhed 5	C _{0, max} µg/l
Antimon	Ej listet	11	Ej listet	Ej listet	21	21
Arsen	38,8	70	14	17	594	594
Atrazin	8	Ej listet	Ej listet	Ej listet	Ej listet	8
Barium	1400	660	Ej listet	Ej listet	Ej listet	1.400
Benzen	18,8	12	1,420	0,150	3,300	18,8
Benz(a)an- thracen	0,105	0,030	0,010	0,010	0,015	0,105
Benz(b+j+k)f luoranthren	0,105	0,018	0,010	0,012	0,012	0,105
benz(g,h,i)p erylen	0,105	0,012	0,010	0,010	0,010	0,105
Bisfenol A	Ej listet	Ej listet	Ej listet	Ej listet	22	22
Bor	Ej listet	Ej listet	Ej listet	Ej listet	6.900	6.900
Chrysen	3,000	0,017	0,012	0,010	0,014	3,00
Cyanid	136	43	2,4	5,8	76	136
Di-(2-ethyl- hexyl) phthalat (DEHP)	5,48	0,500	Ej listet	0,500	0,0,500	5,48
Dibenz(a,h)a ntracen	0,000	0,012	0,010	0,010	0,010	0,012
Ethylbenzen	Ej listet	26	3,10	0,240	7,2	26
Fenol	4,8	Ej listet	Ej listet	Ej listet	5.100	5.100
Fluoran- then	0,285	0,093	0,010	0,012	0,046	0,285
Fluoren	1,72	0,770	0,034	0,012	0,260	1,72
In- deno(1,2,3- cd)pyren	0	0,012	0,010	0,012	0,010	0,012
Jern (op- løst)	186.000	69.000	180	430	1.700	186.00 0
Klorbenze- ner	1,60	Ej listet	Ej listet	Ej listet	1,70	1,70
Klorfenoler	Ej listet	Ej listet	Ej listet	Ej listet	Ej listet	
Klorid	1.962.000	3.700.000	163.000	677.000	4.000.000	4.000. 000
Kobber	21,5	450	12	37	30	450
Krom (total)	476	34	8,3	4,2	87	476
Mangan	Ej listet	Ej listet	15	Ej listet	2.200	2.200
MCCP	190	Ej listet	Ej listet	Ej listet	Ej listet	190
Molybdæn	10	120	Ej listet	Ej listet	45	120
Naftalen	1	4	0,042	0,052	2,1	4,0
Nikkel	115	390	11,5	45	302	390
Nitrat	10.500	Ej listet	Ej listet	Ej listet	Ej listet	10.500
Nonylfenol	Ej listet	Ej listet	Ej listet	Ej listet	1,3	1,30
Phenanthren	0,325	0,460	0,012	0,012	0,150	0,460
Pyren	0,305	0,078	0,010	0,010	0,036	0,305

Stof	Etape I Beregnings- enhed 1	Shredder Beregnings- enhed 2	Asbest Beregnings- enhed 3	Jord Beregnings- enhed 4	Blandet Beregnings- enhed 5	C _{0, max} µg/l
Selen	Ej listet	Ej listet	Ej listet	Ej listet	Ej listet	
Sulfat	188.000	256.000	350.000	2.200.000	4.000.000	4.000.000
Toluen	Ej listet	43	7,62	1,03	49	49
Total-P	185.000	43.000	665	250	2.170	185.000
Trikloroethylen	2,1	Ej listet	Ej listet	Ej listet	0,14	2,10
Vanadium	Ej listet	Ej listet	Ej listet	Ej listet	Ej listet	
Xylener	Ej listet	99	20	0,480	31	99

Ej listet: C₀ kan ikke fastlægges ud fra analyse af perkolatet, og der foreligger ikke default-værdier for C₀

TABEL 8.3. Akkumulerede stofliste med Kd-værdier, de estimerede C₀-værdier og miljøkvalitetskrav for overfladevand (AOVK)

	Kd (l/kg)	Max C ₀ (µg/l)	AOVK (µg/l)
Acenaphthen	1,7	4,77	0,38
Acenaphthylen	2,5	0,105	0,13
Ammonium-N		6.453.000	I.KK
Anthracen	6	0,254	0,1
Antimon	7	21,0	11,3
Arsen	20	594	0,6
Atrazin	0,058	8,00	0,6
Barium	14	1.400	5,8
Benzen	0,024	18,8	8
Benz(a)anthracen	550	0,105	0,0012
Benz(b+j+k)fluoranthren	330	0,105	Se b(a)p
benz(g,h,i)perylene	520	0,105	Se b(a)p
Bisfenol A	0,5	22	0,01
Bor		6.900	94
Chrysen	160	3,00	0,0014
Cyanid		136	I.KK
Di-(2-ethylhexyl) phthalat (DEHP)	158	5,48	1,3
Dibenz(a,h)anthracen	1500	0,012	0,0014
Ethylbenzen		26	2
Fenol	0,0048	5.100	0,77
Fluoranthren	34	0,29	0,0063
Fluoren	3	1,72	0,23
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1300	0,012	Se b(a)p
Jern (opløst)		186.000	I.KK
Klorbenzener	0,28	1,70	0,4
Klorfenoler	0,22	Ej listet	I.KK
Klorid	0	4.000.000	I.KK

	K _d (l/kg)	Max C ₀ (µg/l)	AOVK (µg/l)
Kobber	100	450	1
Krom (total)	23	476	3,4
Mangan		2.200	150
MCCP	0,0002	190	1,8
Molybdæn	15	120	6,7
Naftalen	0,5	4	2
Nikkel	20	390	8,6
Nitrat	0	10.500	I. K.
Nonylfenol	2,2	1,30	0,3
Phenanthren	6,3	0,460	1,3
Pyren	17	0,305	0,0017
Selen	5	Ej listet	0,08
Sulfat	0	4.000.000	I. K.
Toluen	0,1	49	7,4
Total-P		185.000	I.KK
Trikllorethylen #	0,048	2,10	10 (0,05)
Vanadium		Ej listet	4,1
Xylen	0,2	98,5	1

□ Gælder for summen af 6 PAH'er

For overfladevand antages det, at trikllorethylen omdannes til vinylklorid i vægtforholdet 2:1. Grænseværdien for vinylklorid er angivet i parentes.

Ej listet: C₀ kan ikke fastlægges ud fra analyse af perkolatet, og der foreligger ikke default-værdier for C₀

I.KK Intet kvalitetskrav

Tomme felter: Der er ikke fundet anvendelige K_d-værdier for det pågældende stof

Beregning af K_d-værdier

Som input til stoftransportdelen skal der for de enkelte stoffer vurderes en værdi for K_d (fordelingskoefficient mellem jord og vand). I bilag 3 til /A/ (Miljøstyrelsen, 2018a) er angivet forslag til K_d-værdier for en række stoffer, disse værdier er medtaget i regnearket "Samlet stoffliste.xlsx".

For de organiske stoffer beregnes K_d-værdien ud fra K_{oc} (Fordelingen mellem organisk kulstof og vand) og f_{oc} (indholdet af organisk stof i sedimentet) ved hjælp af formelen $K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$. Da jordlagene under deponeringsanlægget består af mineralske materialer af sand, grus og kalk, er det her antaget, at det organiske indhold i både den umættede og den mættede zone er lavt og kan sættes til f_{oc} = 0,001.

For trikllorethylen er der medtaget AOVK for både trikllorethylen og for vinylklorid. Dette skyldes, at der i overgangszonen fra grundvand til overfladevand sker en kraftig mikrobiel omsætning af stofferne, hvormed trikllorethylen helt eller delvist omsættes til vinylklorid. Da AOVK for vinylklorid er en faktor 200 mindre end for trikllorethylen, kan nedbrydningen til vinylklorid have stor betydning for, om udsivningen med trikllorethylen udgør en risiko for overskridelse af AOVK for vinylklorid. Det skal dog bemærkes, at molvægten for vinylklorid (62 mg/mol) er ca. halvdelen af molvægten for trikllorethylen (130 mg/mol). Dette betyder, at 1 mg trikllorethylen nedbrydes til ca. 0,5 gram vinylklorid.

Anvendelse af modelstoffer

I denne sammenhæng anvendes termen modelstof om et kemisk stof, som kan indgå i risikoberegningerne i stedet for et andet stof eller en samleparameter. Modelstofferne er typisk rigtige stoffer som f.eks. naphtalen, hvor det er muligt at finde værdier for de parametre, som indgår i risikovurderingen, f.eks. κ , Kd og nedbrydningskonstanter,

Modelstofferne anvendes bl.a. for at lette risikovurderingen og mindske antallet af stoffer, der skal foretages beregninger for.

Modelstofferne anvendes dels som erstatning for andre specifikke stoffer med lignende fysiske og kemiske egenskaber, dels i forbindelse med samleparametre. F.eks. anvendes stoffet "2,6-diklorfenol" som modelstof for andre klorfenoler, men også for samleparameteren "klorfenoler". Modelstoffer anvendes, når der er tale om flere stoffer, der ligner hinanden kemisk, og når der ikke findes stofs specifikke data, eller når der er tale om en såkaldt samleparameter (e.g. BTEX). Dertil kommer, at modelstoffet vælges, så det udgør en konservativ vurdering for den stofgruppe, som det fungerer som modelstof for.

Beregningen med modelstoffer anvendes på følgende vis:

- Hvis der foreligger perkolatanalyser for et specifikt stof, kan stoffet inddrages i risikovurderingen, idet modelstoffets stofs specifikke beregningsværdier anvendes, f.eks. κ , Kd og nedbrydningskonstanter.
- Ved risikovurderingen foretages beregningen med modelstoffets data, dog anvendes stofkoncentrationen for det pågældende stof (C_0), ligesom det beregnede resultat i POC sammenholdes med kvalitetskravet for det pågældende stof.

Afhængig af hvilket monitoringsprogram der er gennemført, vil der kunne fremkomme parametre, som dækker helt eller delvist over de samme stoffer, f.eks. kan der for Ammonium-N foreligge analyser for både "Ammoniak + ammonium – N filtreret" og "Ammonium-N ($\text{NH}_4\text{-N}$)" og "Total-N". I risikovurderingen kan der foretages beregninger for alle tre parametre, men da der anvendes samme modelstof, foreslås det, at der foretages beregning for den af parametrene, for hvilken der foreligger miljøkvalitetskrav i POC. Hvis der foreligger miljøkvalitetskrav for flere af parametrene, foretages beregningen for det af stofferne hvor den største attenuering er nødvendig.

Referencer

Referencer, der indgår i Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald:

/A/ Miljøstyrelsen (2018a)

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald
Delopgave 1: Kildestyrke – Konceptuelle modeller, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt 2057, Oktober 2021

/B1/ Miljøstyrelsen (2018b)

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald
Delopgave 1: Kildestyrke - Opbygning af kildestyrkemodel, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt 2058, Oktober 2021

/B2/ Miljøstyrelsen (2018b-2)

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald, Delopgave 1: Kildestyrke - Brugervejledning til kildestyrkemodel, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Oktober 2021.

/C1/ Miljøstyrelsen (20xxf)

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald, Opblanding af perkolatforurenede grundvand i overfladevand samt vurdering af påvirkning, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. (Kommende udgivelse)

/C2/ Miljøstyrelsen (2018c-2)

User guideline, Groundwater risk assessment models for landfills, User Guideline of the risk assessment models for landfills, DTU 21-11-2017.

/D/ Miljøstyrelsen (2018d)

Methodology for risk assessment of stream water contamination by landfills, Mixing of landfill leachate plumes in streams, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Environmental Project no. 2183, October 2021

Øvrige dokumenter

/1/ Århus Amt, Afgørelse om Overgangsplan – Påbud vedrørende nedlukning: Reno Djurs I/S, etape I, Glatved, m, bilag,

/2/ Århus Amt, Miljøgodkendelse og dispensation fra Naturbeskyttelsesloven, for Reno Djurs I/S, Glatved – Etape II, A

/3/ COWI, Perkolatmængder og analysedata fra Reno Djurs I/S' årsrapportering 1984 – 2017

/4/ COWI, Detailprojekt for etape II, A – 2006

/5/ COWI, Opdateret hydrogeologisk model for Reno Djurs I/S deponeringsanlæg ved Glatved, November 2008

- /6/ Roy J, Irwin, et al, Environmental Contaminants Encyclopedia, Benzo(A)Anthracene Entry,
July 1, 1997, National Park Service, Water Resources Divisions, Water Operations Branch With Fort Collins, Colorado Assistance From Colorado State University
- /7/ Substance Name: Bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP), EC Number: 204-211-0, CAS Number: 117-81-7,
Support Document To The Opinion Of The Member State Committee For Identification Of Bis(2-Ethylhexyl) Phthalate (DEHP) As A Substance Of Very High Concern Because Of Its Endocrine Disrupting Properties Which Cause Probable Serious Effects To Human Health And The Environment Which Give Rise To An Equivalent Level Of Concern To Those Of Cmr1 And Pbt/Vpnb2 Substances,
ECHA, European Chemicals Agency, Adopted on 11 December 2014
- /8/ Miljø- og fødevareministeriet, Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand, nr, 1625 af 19, december 2017
- /9/ Miljø- og fødevareministeriet, Bekendtgørelse om fastsættelse af miljømål for vandløb, søer, kystvande, overgangsvande og grundvand, nr, 833 af 27, juni 2016
- /10/ Miljø- og Fødevareministeriet, Bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområde-distrikter, nr, 1521 af 15.12.2017,
- /11/ Miljø- og fødevareministeriet, Bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder, nr, 1433 af 21,11,2017
- /12/ Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn, Miljø- og fødevareministeriet, Styrelsen for vand- og naturforvaltning, Juni 2016
- /13/ Screeningsprincip for jordforureninger, der kan true overfladevand, Miljøstyrelsen, Miljøministeriet, http://mst.dk/media/mst/9439131/screeningsprincip_for_jordforurening.pdf
- /14/ Opblandingsmodel for nyt deponeringsanlæg ved Glatved, Rapportudkast, COWI, Reno-Djurs I/S, April 2012
- /15/ Monitoring af grundvand og perkolat, Teknisk baggrundsrapport 2016, COWI, Reno-Djurs I/S, Februar 2017
- /16/ Miljøstyrelsen, Fortynding langs danske kyster, DHI, Institut for Vand og Miljø, Endelig Rapport, Juni 2006
- /17/ Miljø- og fødevareministeriet, Miljøstyrelsen, Litteraturstudie, Nedbrydningsrater til brug i GrundRisk Risikovurdering, Miljøprojekt 2013, maj 2018
- /18/ Miljø- og fødevareministeriet, Miljøstyrelsen. Jordforureningers påvirkning af overfladevand Analyse og vurdering af screeningsværktøjets parameterverdier til optimering af regionernes indsats Miljøprojekt nr. 1789, 2015
- /19/ Miljøministeriet. By- og Landskabsstyrelsen. Forslag til Vandplan Hovedvandopland 1.6 Djursland Høring, oktober 2010

Eksempel på risikovurdering ved deponering af affald - Deponeringsanlæg ved Glatved, Reno Djurs I/S

Dette notat indeholder et eksempel på, hvordan en vurdering af risiko i forhold til overfladevand ved deponering af affald kan gennemføres ved anvendelse af en metodik udviklet af Miljøstyrelsen, Dansk Affaldsforening og DepoNet. Eksemplet er gennemført alene med det formål at demonstrere anvendelsen af de beregningsværktøjer, som er udviklet til metodikken. Resultaterne udgør en væsentlig del af en risikovurdering ved deponering af affald.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk