



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald

Delopgave 1- Kildestyrke Konceptuelle modeller

Miljøprojekt nr. 2057

December 2018

Udgiver: Miljøstyrelsen

Tekst: Lizzi Andersen, Erik Aagaard Hansen, Ole
Hjelmar, René Møller Rosendal, Steen Stentsøe
samt André van Zomeren, ECN

ISBN: 978-87-7038-017-1

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 indlægget udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	6
Introduktion til metodik for risikovurdering ved deponering af affald	8
Baggrund	8
Metodik til risikovurdering ved deponering af affald	8
Definitioner	11
Forkortelser og akronymer	15
Sammenfattende konklusioner	16
1. Indledning	22
1.1 Baggrund	22
1.2 Indhold af Fase 1	22
1.2.1 Oversigt	22
1.2.2 Konceptuelle modeller for kildestyrken	22
1.2.3 Håndtering af heterogent vandflow i affaldet	23
1.2.4 Fastlæggelse af tidshorisont mv. i modelleringen	23
1.2.5 Grundlag for identificering af relevante stoffer/stofgrupper	24
2. Konceptuelle vandbalance- og stoffluxmodeller	26
2.1 Oversigt og metodik	26
2.2 Opstilling af konceptuelle vandbalancemodeller	27
2.2.1 Samlet oversigtsmodel og vand- og perkolatstrømme	27
2.2.2 Scenarie 1: Deponeringsenhed og kontrolleret losseplads i efterbehandlingsperioden	31
2.2.3 Scenarie 1a: Ukontrolleret losseplads eller deponeringsenhed under yderligere reducerede krav - placeret over grundvandsniveau	31
2.2.4 Scenarie 2: Deponeringsenhed eller kontrolleret losseplads i eller umiddelbart før overgang til hhv. i passiv tilstand	32
2.2.5 Scenarie 3: Deponeringsenhed eller kontrolleret losseplads i efterbehandling og med indadrettet hydraulisk gradient	33
2.2.6 Scenarie 4: Ukontrolleret losseplads, som gennemstrømmes horisontalt af grundvand	34
2.2.7 Oversigt over anvendelsen af vandbalancescenarierne i forhold til de fem typer anlæg/enheder	34
2.3 Konceptuelle kildestyrker/stofflux svarende til vandbalancescenarierne	35
2.3.1 Konceptuel kildestyrke ved de forskellige scenarier	35
2.3.2 Stofudvaskning og kildestyrke ved et deponeringsanlæg	37
2.4 Referencer vedrørende konceptuelle vandbalance- og stoffluxmodeller	40
3. Håndtering af heterogent flow i deponeret affald	41
3.1 Vandstrømning i deponeret affald	41
3.2 Modellering af heterogent flow i deponeret affald	42
3.3 Vurdering og anbefalinger vedrørende heterogent flow	45

3.4	Referencer vedrørende heterogent flow	47
4.	Relevant tidshorisont for risikovurdering ved deponering af affald	48
4.1	Tidshorisontens rolle i risikovurderingen	48
4.2	Kilder til informationer om tidsforløbet	49
4.3	Tidsforløb for fremkomst af koncentrationstop ved POC	50
4.4	Forskellige forholds indflydelse på tidsforløbet	53
4.5	Tidshorisont for risikovurderingen	56
4.5.1	Relevans og konsekvenser af forskellige tidshorisonter	56
4.5.2	Muligheder og anbefalinger	57
4.6	Referencer vedrørende vurdering af relevant tidshorisont	58
5.	Identificering af stoffer til risikovurderingen	59
5.1	Overordnet fremgangsmåde	59
5.1.1	Opstilling af basis-stoflister	59
5.1.2	Oversigt over kapitlets indhold	60
5.2	Typer af lossepladser og deponeringsanlæg	61
5.2.1	Oversigt og kronologi	61
5.2.2	Fyldpladser	62
5.2.3	Lossepladser/deponeringsanlæg	62
5.2.4	Specialdepoter	62
5.2.5	Nedlukkede miljøgodkendte anlæg	62
5.2.6	Igangværende anlæg	63
5.2.7	Forslag til gruppering af lossepladser og deponeringsanlæg	63
5.3	Affaldstyper på danske lossepladser og deponeringsanlæg	65
5.3.1	Generelle forhold	65
5.3.2	Affaldstyper som modtages på danske deponeringsanlæg	66
5.3.3	Typiske affaldstyper på enheder for blandet affald	68
5.3.4	Typiske affaldstyper på enheder for inert affald	72
5.3.5	Typiske affaldstyper på enheder for mineralsk affald	72
5.3.6	Typisk affald på enheder for farligt affald	72
5.3.7	Sammenfatning vedr. modtagne affaldstyper	72
5.3.8	Affaldstyper modtaget på danske lossepladser i 1980'erne	73
5.3.9	Stofindhold og -udvaskning fra specifikke affaldstyper (karakteriseringsdata)	73
5.4	Stoffrigivelse fra deponeret affald (moniteringsdata)	79
5.4.1	Litteraturredata	79
5.4.2	Moniteringsdata fra gamle ukontrollerede lossepladser	79
5.4.3	Moniteringsdata fra lossepladser/deponeringsanlæg fra 1980'erne	81
5.4.4	Moniteringsdata fra igangværende deponeringsanlæg	82
5.5	Stoffernes geokemiske opførsel i kilden	86
5.6	Stoffernes transportmæssige egenskaber	88
5.7	Stoffernes effekter på receptoren	90
5.8	Krav til specifikke stoffer i deponeringsrelateret lovgivning	91
5.8.1	Krav i deponeringsbekendtgørelsen	91
5.8.2	Krav i PRTR lovgivningen	92
5.9	Forslag til vurderingsmetodik	93
5.9.1	Grundlag for valg af stoffer til risikovurdering	93
5.9.2	Metodik til valg af stoffer	93
5.9.3	Stedspecifik vurdering af basis-stoflister	96
5.10	Forslag til stofvalg og modelstoffer	97
5.10.1	Princip for udarbejdelse af konkrete basis-stoflister	97
5.10.2	Forslag til basis-stofliste for nedlagte og ukontrollerede lossepladser	99
5.10.3	Forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for blandet affald og kontrollerede lossepladser	100

5.10.4	Forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for inert affald (og fyldpladser)	103
5.10.5	Forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for mineralsk affald	104
5.10.6	Forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for farligt affald	105
5.10.7	Spulefelter/deponeringsenheder for havsedimenter	107
5.11	Referencer vedrørende stofvalg	107
Bilag 1.Oversigt over modelscenarier		110
Bilag 2.Beskrivelse af de enkelte vand- og perkolatstrømme i de konceptuelle vandbalancescenarier		112
Bilag 3.Input til belysning af tidshorisonten ved risikovurderingen		118
Bilag 3.1	Scenarieregninger af grundvandspåvirkning fra deponering af mineralsk affald	118
Bilag 3.2	Forskellige forholds indflydelse på tidsforløbet	125
Bilag 3.3	Hvad gør de i Holland vedrørende tidshorisonten for modellering?	127
Bilag 4.Beskrivelse af den historiske udvikling for de enkelte anlægstyper		129
Bilag 5.Sorteringsforsøg på Reno Djurs		133
Bilag 6.Reviewdata		136
Bilag 7.Monitering af stoffer i perkolat fra forskellige typer deponeringsanlæg		139
Bilag 8.Perkolatanalyser fra deponeringsenheder for blandet affald		144
Bilag 9.Perkolatanalyser af klorerede forbindelser, pesticider, ftalater m.m. fra igangværende deponeringsanlæg		158
Bilag 10.Perkolatanalyser fra igangværende deponeringsenheder for shredderaffald		160
Bilag 11.Transportparametre for organiske stoffer		162
Bilag 12.Kvalitetskriterier og perkolat fra blandet affald		164
Bilag 13.Kvalitetskriterier og perkolat fra shredderaffald		170
Bilag 14.Kvalitetskriterier		174
Bilag 15.Modelstoffer fra overfladevandsprojektet		180
Bilag 16.PRTR-lovgivningens krav		183
Bilag 17.Eksklusion på grundlag af estimerede Kd-værdier		185

Forord

Miljøstyrelsen, Dansk Affaldsforening og DepoNet har i samarbejde udviklet en "*Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald*". Arbejdet er gennemført med opbakning fra branchen, og der har været afholdt møder, hvor branchen har bidraget med kommentarer og input til metodikken.

Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald består af flere moduler og værktøjer, som er opsummeret i nedenstående oversigt.

- **Anvendelse af metodik til risikovurdering ved deponering af affald**
- **Eksempler på anvendelse af metodik**
- **Modul 1: Beskrivelse af kilden og kildestyrken**
 - Excelbaseret model til estimering af kildestyrken som funktion af tiden
 - Brugervejledning til kildestyrkemodellen
 - Dokumentationsrapport for Fase 1: Konceptuelle modeller
 - Dokumentationsrapport for Fase 2: Opbygning af kildestyrkemodel
- **Modul 2: Stoftransport i jord og grundvand**
 - Modelværktøj - GrundRISK Landfill: Analytisk model til estimering af stoftransport i umættet og mættet zone (brugerflade baseret på Matlab)
 - Brugervejledning til GrundRISK Landfill
 - Dokumentationsrapport for udvikling og tilpasning af GrundRISK modellen til brug for deponeringsanlæg og lossepladser (GrundRISK Landfill)
 - Retningslinjer for opstilling af numerisk model til stoftransport i jord og grundvand
- **Modul 3: Udsivning, opblanding og vurdering i overfladevand**
 - Notat om opblanding af perkolatforurenede grundvand i overfladevand samt vurdering af påvirkning i såvel grundvand som overfladevand
 - Dokumentationsrapport for udvikling af model for opblanding af perkolatforurenede grundvand i vandløb
 - Modelværktøj - Mixing of landfill leachate plumes in streams (brugerflade baseret på Matlab)
 - Brugervejledning til modellen - Mixing of landfill leachate plumes in streams

Der er i projektet endvidere gennemført en vurdering af miljømæssige og økonomiske konsekvenser ved stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald.

Modelværktøjer samt dokumentationsrapporter er samlet på Miljøstyrelsens hjemmeside og kan tilgås via Dansk Affaldsforenings og DepoNets hjemmesider.

Denne rapport er udarbejdet som en delopgave under **Modul 1: Beskrivelse af kilden og kildestyrken**

Følgende organisationer og personer har deltaget i arbejdet:

Styregruppe:

Formand for styregruppen: Anne Elizabeth Kamstrup, Camilla Bjerre Søndergaard, Kåre Svarre Jacobsen, Christian Vind, Miljøstyrelsen,
Mikkel Clausen, Niels Bukholt, Lisbet Poll, Miljøstyrelsen
Jan Reisz, Miljøstyrelsen Virksomhed
Charlotte Fischer, Jacob Hartvig Simonsen, Dansk Affaldsforening
Martin Søndergaard, Per Wellendorph, AV Miljø
Rasmus Olsen, Odense Renovation
Morten Therkildsen, Reno Djurs

Koordinationsgruppe:

Jette Bjerre Hansen (projektkoordinator), DAKOFA
Dagmar Schou, Marie Førby, Jens Aabling, Miljøstyrelsen
Inge Lise Therkildsen, Miljøstyrelsen Virksomhed
Niels Remtoft, Mette Godiksen, Dansk Affaldsforening

Konsulenter og udviklere på delmoduler af metodikken:

Modul 1: Beskrivelse af kilden og kildestyrken

COWI ved Lizzi Andersen og Steen Stentsøe, Danish Waste Solutions ved Ole Hjelmær, Erik Aagaard Hansen og René Møller Rosendal, ECN ved André van Zommern

Modul 2: Stoftransport i jord og grundvand

DTU Miljø ved Luca Locatelli, Poul L. Bjerg og Philip J Binning

Modul 3: Udsivning, opblanding og vurdering af påvirkning i overfladevand og grundvand

DTU Miljø ved Grégory Guillaume Lemaire og Poul L. Bjerg
Rambøll ved Dorte Harrekilde

Vurdering af konsekvenser i relation til at overgå til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald

COWI ved Steen Stentsøe, Lars Grue Jensen og Tage Vikjær Bote

Anvendelse af metodik til risikovurdering ved deponering af affald

COWI ved Tage Bote Kjær, Danish Waste Solutions ved Ole Hjelmær, DAKOFA ved Jette Bjerre Hansen.

Introduktion til metodik for risikovurdering ved deponering af affald

Baggrund

I Danmark har vi gennem mange år haft fokus på at beskytte miljøet omkring de danske deponeringsanlæg. Senest implementerede vi i 2009 EU's deponeringsdirektiv, som indeholder en række foranstaltninger i forhold til miljøbeskyttelse. Ved den danske implementering blev direktivets krav til miljøbeskyttelse tilpasset de danske forhold ud fra nogle generelle betragtninger. Principperne omkring kystnærhed / ikke-kystnærhed, anlægsfaktorer samt anlægsklasserne blev i den forbindelse introduceret. Især kystnærhedsprincippet har vist sig at give visse udfordringer, og senest i 2020 må der efter de nuværende regler ikke længere modtages blandet affald til deponering på ikke-kystnære enheder. Branchen har derfor ønsket at få mulighed for at kunne gennemføre en konkret og stedsspecifik vurdering af miljøpåvirkningen fra det enkelte deponeringsanlæg, som et kvalificeret alternativ til de generelle krav i lovgivningen. Samtidig har branchen længe manglet et egentligt værktøj til at kunne estimere miljøpåvirkningen fra deponering af affald som funktion af tiden, og som vil kunne danne grundlag for et kvalificeret estimat af længden af efterbehandlingstiden. Dette er nødvendigt for beregning af den krævede sikkerhedsstillelse.

En metodik til vurdering af påvirkning af jord og vandmiljø fra deponeringsanlæg vil derfor kunne bidrage til at få kvalificeret svar på de mange spørgsmål, som er helt centrale i forbindelse med etablering, drift og afslutning af deponeringsanlæg.

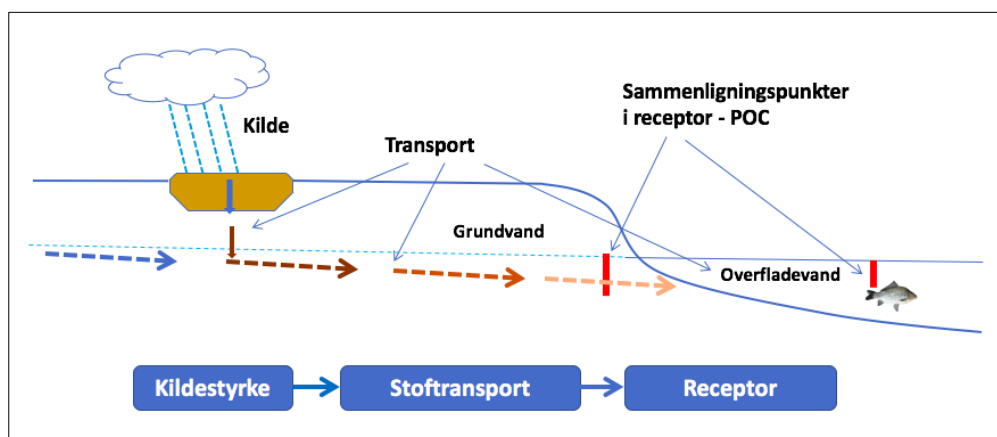
Metodik til risikovurdering ved deponering af affald

Dansk Affaldsforening, Miljøstyrelsen og DepoNet er derfor gået sammen om at udvikle en metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald i forhold til at synliggøre forureningspåvirkningen af det omkringliggende miljø; grundvand, overfladevand samt natur.

Metodikken finder anvendelse for:

- Alle deponeringsanlæg i drift (kystnære og ikke kystnære)
- Afsluttede deponeringsanlæg i efterbehandling
- Udvidelser af bestående deponeringsanlæg
- Planlægning af eventuelle nye deponeringsanlæg
- Nedlukkede lossepladser
- Nedlagte ukontrollerede lossepladser under den offentlige indsats administreret af regionerne

Metodikken er baseret på nyeste viden samt de grundlæggende principper, som også er anvendt i forbindelse med fastsættelse af acceptkriterier for modtagelse af affald på deponeringsanlæg (Bekendtgørelse om deponeringsanlæg, BEK 719:2011). Principperne er illustreret i nedenstående figur.



Afhængig af de stedsspecifikke forhold omfatter metodikken flere af følgende elementer; stoffrigivelse fra det deponerede affald i kilden som funktion af tiden, stoftransport gennem en umættet og mættet zone samt stofudsivning til overfladevand, opblanding og vurdering af påvirkningen i recipienten.

Metodikken er opbygget i moduler, og hvor det har været muligt anvendes en iterativ arbejdsproces, hvor metodikken indledningsvis er simpel, generisk og konservativ. Efter behov er det muligt at anvende stedsspecifikke data i modellen og inkludere mere avancerede vurderinger.

Følgende er indeholdt i metodikken:

Anvendelse af metodik til risikovurdering ved deponering af affald

Sammenfatningen giver en overordnet beskrivelse af tilgangen anvendt i metodikken samt en trinvis beskrivelse af metodikkens anvendelse. Der gives på hvert trin henvisninger til de konkrete værktøjer, der foreslås anvendt. Sammenfatningen indeholder også et overblik over de forhold, som det ikke har været muligt at afklare endeligt i metodikken samt anbefalinger til hvordan metodikken kan forbedres.

Modul 1: Beskrivelse af kilden og kildestyrken

Der er opbygget en excel-baseret model til estimering af kildestyrken. Modellen kræver stedspecifikke data for kildens fysiske udformning samt data for stoffrigivelse (perkolatkoncentration) og perkolatdannelse over tid. Såfremt stedsspecifikke data for stoffrigivelse og perkolatdannelse ikke er tilgængelige, er der i modellen indarbejdet en mulighed for at anvende default værdier. Modellens output beskriver stofkoncentration og perkolatmængde fra kilden som funktion af tiden i overgangen mellem kildens bund og det omkringliggende miljø (kildestyrken). Der er udarbejdet en brugervejledning til modellen samt 2 baggrundsrapporter om principper for opstilling af model samt valg og forudsætninger.

Modul 2: Stoftransport i jord og grundvand

Beskrivelse af stoftransport i jord og grundvand kan foretages vha. en analytisk model eller en numerisk model. Dette modul indeholder dels en analytisk model udviklet og tilpasset til deponeringsanlæg og lossepladser (GrundRISK Landfill), dels retningslinjer for opstilling af en numerisk model. GrundRISK Landfill er baseret på forholdsvis få stedsspecifikke oplysninger og giver et forsimplet men konservativt billede af, hvordan forureningsstoffer transporteres gennem umættet og mættet zone over tid. Modellen kan regne på flere deponeringsenheder og give et samlet billede for påvirkningen i grundvandet nedstrøms. Model-output fra Kildestyrke-modellen er datainput til såvel GrundRISK Landfill som en numerisk model. Der er udarbejdet en brugervejledning til GrundRISK Landfill samt en dokumentationsrapport for udvikling og tilpasning af modellen.

Modul 3: Udsivning, opblanding og vurdering i overfladevand

Der er udarbejdet et notat, som giver et overblik over, hvilke recipienter der er relevante at inddrage i forbindelse med vurdering af miljøpåvirkningen fra deponeringsanlæg samt i hvilke situationer. Notatet sammenfatter kriterier for fastsættelse af sammenligningspunktet (point of compliance), miljøkrav og -mål samt praksis for udpegning af blandingszoner. Der gives endvidere et overblik over gældende lovgivning for receptorer.

Udsivning af perkolatforurennet grundvand til vandløb har været et særligt opmærksomhedspunkt. Der er opstillet en model til belysning af, hvordan stofudsivning og -spredning i vandløbet sker fra en bred front i brinken, og der er givet anbefalinger til, hvordan påvirkningen af vandløbet vurderes. Der er udarbejdet en brugervejledning til modellen samt en dokumentationsrapport for udviklingen.

Vurdering af miljømæssige og økonomiske konsekvenser

Der er gennemført en vurdering af de miljømæssige og økonomiske konsekvenser for et deponeringsanlæg ved anvendelse af en stedsspecifik tilgang til vurdering af risiko for påvirkning af det omkringliggende miljø fra påvirkninger relateret til frigivelse af perkolat. Vurderingen omfatter konsekvenserne for det enkelte anlæg og på grundlag heraf er de overordnede konsekvenser ved metodikkens anvendelse for deponering af affald i Danmark vurderet.

Definitioner

Definitioner	Betydning i dette projekt
90 %-fraktil	En værdi, som angiver, at 90 % af observationerne i en population er mindre end denne værdi (og 10 % af observationerne er større).
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 stedspecifikke informationer om det deponerede affald, perkolatets sammensætning og receptor.
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 geochemiske egenskaber.
Beregningsenhed	En beregningsmæssig enhed, som kan bestå af flere deponeringsenheder og/eller lossepladser, der afviger fra hinanden med hensyn til opfyldningsperiode og præcis affaldssammensætning, men som på grund af praktiske forhold (f.eks. overlap, fælles perkolatopsamlingssystem) indgår som én samlet enhed i kildestyrkeestimeringen.
Deponeringsanlæg	Et anlæg til bortskaffelse af affald ved deponering på landjorden. Et deponeringsanlæg kan bestå af flere deponeringsenheder/lossepladser, 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 1049/2013).

Drænsystem, perkolatopsamlingssystem	Mellem affaldet og membransystemet er der normalt etableret et perkolatopsamlingssystem. 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. Linjedrænene 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 monitoring af perkolat og monitoring af grundvand/overfladevand. Enheden eller lossepladsen vil i efterbehandlingsperioden fortsat være omfattet af en miljøgodkendelse.
Heterogent vandflow	Uensartet gennemstrømning (typisk af nedbør) gennem affaldet
Indlandsvand	Alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles (jf. BEK 439/2016 – efterfølgende erstattet af BEK 1625/2017). I praksis omfatter bekendtgørelsen dog for grundvands vedkommende pt. kun konkrete EU-fastsatte miljøkvalitetskrav til nitrat og aktive stoffer i pesticider, herunder deres relevante omdannelses-, nedbrydnings- og reaktionsprodukter), mens der er en lang række miljøkvalitetskrav hørende til overfladevand – for såvel vandfase og sediment som biota.
Inert stof	Et stof, der ikke forventes at interagere med jordmatricen ved transport gennem umættet eller mættet zone (f.eks. ved sorption)
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, 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 udsiver 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.
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 er nu nedlagt eller nedlukket). Se også "nedlagt losseplads", "nedlukket kontrolleret losseplads" og nedlagt "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 derover. 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.
Morfologi	Fysisk form og opbygning af (i denne sammenhæng) affald
NA	Nødvendig attenuering for et givet stof (den faktor, hvormed en given kildestyrkekonzentration 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 perkolat-opsamlingssystemer, 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. Det deponeres ikke længere affald, det deponerede affald slutafdækkes, terrænreguleres og beplantes mv., og efterbehandlingsperioden starter.
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 stoffkonzentrationen 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.
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-} , 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 deponeringsanlæg, hvor der sættes krav til miljøpåvirkningen. I en stedspecifik risikovurdering kan der være flere sammenligningspunkter (POC'er).
Reaktivt stof	Et stof, der forventes at reagere i eller med jordmatricen ved transport gennem umættet eller mættet zone (f.eks. ved sorption)
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 miljøkvalitetskrav for det berørte vandområde, kan godkendelsesmyndighedens krav til deponeringsanlæggets eller deponeringsenhedens membransystem reduceres yderligere eller helt bortfalde (BEK 1049/2013).

Forkortelser og akronymer

Akronymer	Betydning i dette projekt
AOVK	Kvalitetskriterier for andet overfladevand (jf. BEK 439/2016)
BTEX	Samlebetegnelse for benzen, toluen, ethylbenzen og xylener
DDT	Diklor(diphenyl)triklorethan
DEHP	Di(2-ethylhexyl)phthalat
DOC	Opløst organisk kulstof (estimeres ofte som perkolatets indhold af ikke-flygtigt organisk kulstof, NVOC)
DVK	Drikkevandskvalitetskriterier
GVK	Grundvandskvalitetskriterier
GVS	Grundvandsspejl
ILVK	Kvalitetskriterier for indlandsvand (jf. BEK 439/2016)
LAS	Lineære alkylbenzensulfonater
MCP	Mecoprop, 2-(4-chloro-2-methylphenoxy)propionsyre
MTBE	Methyltertiærbutylæter
PAH MST	De 7 polycykliske aromatiske hydrokarboner, som indgår i Miljøstyrelsens krav til målinger på jord og affald.
PAH 16	De 16 polycykliske aromatiske hydrokarboner, som indgår i US EPA's analyseprogram
PCB7	De 7 kongenerer af polyklorerede biphenyler, der indgår i beregningen af totalindholdet af PCB (= PCB7 x5)
PRTR	European Pollutant and Transfer Register, Register over udledning og overførsel af forurenende stoffer
TOC	Totalindhold af organisk kulstof
UZ	Umættet zone (jordlaget over grundvandsspejlet)

Sammenfattende konklusioner

Denne rapport samler resultaterne af **Fase 1** for **Delopgave 1: Kildestyrke** af projektet **Udvikling af metodik til risikovurdering af affald**. Rapporten indeholder indsamlede viden og overvejelser, som danner grundlag for følgende:

- Opstilling af konceptuelle modeller for kildestyrken (Kapitel 2)
- Opstilling af grundlag for håndtering af heterogent vandflow i affaldet (Kapitel 3)
- Opstilling af grundlag for fastlæggelse af tidshorisont mv. i modelleringen (Kapitel 4)
- Opstilling og anvendelse af grundlag for identificering af relevante stoffer/stofgrupper (Kapitel 5).

Formålet med fasen har været at indsamle den foreliggende viden om de enkelte emner med henblik på dels at opstille et systematisk overblik over:

- De driftssituationer (opfyldning¹, efterbehandling og passiv tilstand), der skal indgå i modelleringen, og
- Hvilke koncepter for vandbalancer der nødvendigvis skal indgå heri,

dels at kunne anbefale:

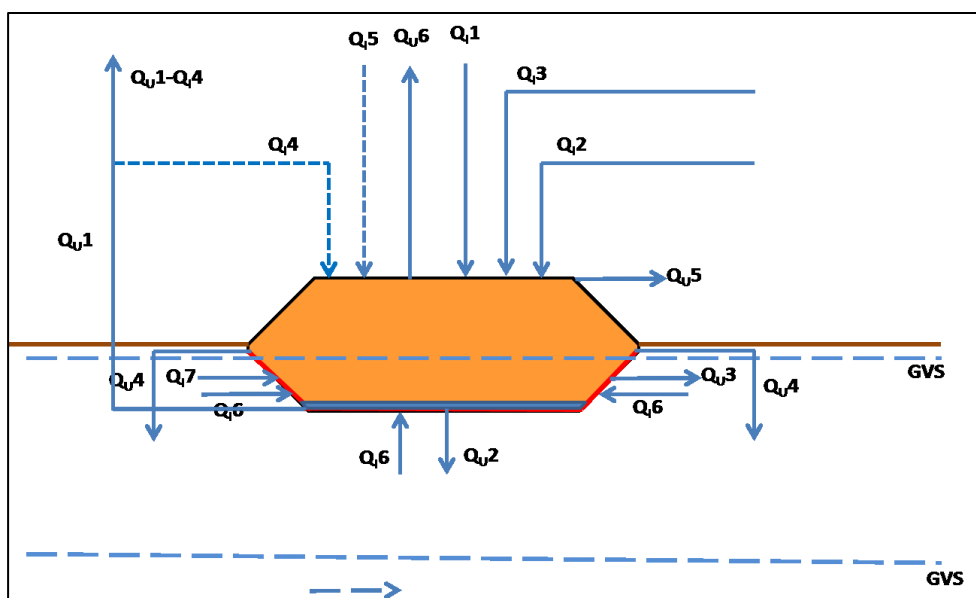
- Om og evt. hvorledes heterogent vandflow kan håndteres i kildestyrkemodellen
- Hvilke tidshorisonter det er relevant at tage i betragtning i en risikovurdering
- Hvilke stoffer, der vil kunne udgøre en risiko for jord, grundvand og overfladevand
- Hvorledes der for forskellige typer lossepladser og deponeringsenheder systematisk kan opstilles generelle lister (basis-stoflister) over stoffer, som bør indgå i kildestyrkeestimeringen ved risikovurderinger, og hvorledes disse lister kan justeres på grundlag af stedspecifikke oplysninger og data.

På det grundlag er der opstillet forslag til, hvordan der arbejdes videre i de følgende faser af projektet. I det følgende er disse forslag opsummeret:

Forslag til konceptuelle modeller

Den overordnede konceptuelle model for kildestyrken er vist i nedenstående figur. Se Tabel 2-1 for beskrivelse af de enkelte strømme.

¹ Det vil som regel være nødvendigt at inddrage opfyldningsperioden for en deponeringsenhed eller en losseplads i kildestyrkeberegningen for bedst muligt at kunne estimere L/S ved afslutningen af opfyldningsperioden og i de efterfølgende perioder. På grund af variationerne i affaldstilførsel og perkolatproduktion i opfyldningsperioden bør kildestyrken for denne periode ikke anvendes direkte til en risikovurdering for denne periode alene.



Figur 0-1 Overordnet konceptuel model for kildestyrken

Samlet kan der for de forskellige typer af lossepladser og deponeringsenheder opstilles de i den følgende tabel givne hovedscenarier.

Tabel 0-1 Hovedscenarier for forskellige typer anlæg

Sce- narie	Beskrivelse	Membran- og perkolat-op- samlingssy- stem?	Grund- vandsspejl	Driftstilstand	Udgør kildestyr- kens volumen
1	Deponeringsenhed	Ja	Under bund	Efterbehandling	Q_{U2}
1a	Ukontrolleret losseplads eller deponeringsenhed med yderligere reduce- rede krav	Nej	Under bund	Efterbehandling og passiv til- stand. Ingen aktive til- tag, vertikal gennemstrøm- ning af infiltreret vand	Q_{U2}
2	Deponeringsenhed eller kontrolleret losseplads	Ja	Under bund eller over bund	Passiv tilstand = ingen aktive til- tag. Badekarseffekt efter afslutning af perkolatfjer- nelse	$Q_{U2} + Q_{U4}$
3	Deponeringsenhed eller kontrolleret losseplads	Ja	Over bund	Efterbehandling. Indadrettet gra- dient	Ingen udstrøm- ning
4	Ukontrolleret losseplads eller deponeringsenhed med yderligere reduce- rede krav	Nej	Over bund	Efterbehandling og passiv til- stand. Primært hori- sontal gennem- strømning af grundvand	$Q_{U2} + Q_{U3}$

Se kapitel 2.2.2 til 2.2.6 for detaljer. Nedenstående tabel viser sammenhængen mellem depo-
neringsanlæggets placering i forhold til grundvandsspejlet, driftsfaser og scenarie.

Tabel 0-2 Sammenhængen mellem deponeringsanlæggets placering i forhold til grundvandsspejlet, driftsfaser og scenarie

Type af deponeringsanlæg	<u>Før drift:</u> Planlægning og udvidelser af anlæg	<u>Aktiv drift:</u> (opfyldning og efterbehandling)	<u>Passiv tilstand</u>
	Relevante scenarier	Relevante scenarier	Relevante scenarier
Deponeringsanlæg med bund over GVS	1, 2	1	2
Deponeringsanlæg med bund under GVS	3, 2	3	2

I forhold til stofudvaskningen kan der opstilles følgende konceptuelle modeller for stofflux for de forskellige scenarier:

- Scenarie 1: $K(t) = Q_{U2}(t) \times C(t)$
 $M(t) = ((Q_{U1} - Q_{I4}) + Q_{U2}) \times C(t)$
- Scenarie 1a: $K(t) = Q_{U2}(t) \times C(t)$
 $M(t) = K(t)$
- Scenarie 2: $K(t) = (Q_{U2}(t) + Q_{U4}(t)) \times C(t)$, idet $Q_{U1} = Q_{I4} = Q_{I5} = 0$
 $M(t) = (Q_{U2}(t) + Q_{U4}(t)) \times C(t)$
- Scenarie 3: $K(t) = 0 \times C(t) = 0$
 $M(t) = (Q_{U1} - Q_{U4}) \times C(t)$
- Scenarie 4: $K(t) = (Q_{U2}(t) + Q_{U3}(t)) \times C(t)$
 $M(t) = K(t)$

hvor $M(t)$ beskriver den samlede mængde af et givet stof, som per tidsenhed fjernes med perkolatet, og kildestyrken $K(t)$ i relation til en risikovurdering kun udgør den del af $M(t)$, som udledes(udsiver), eller som potentielt kan udledes (udsives) til omgivelserne.

Tiden, t , kan omregnes til et væske-/faststofforhold (L/S) for den givne deponeringsenhed

$$L/S = t \times I / (d \times H), \text{ hvor}$$

t er den tid, der er gået siden starten af perkolatproduktionen (målt i år),
 L er det totale volumen af perkolat, der er produceret på tidspunktet t (målt i m³),
 S er den samlede tørvægt af det deponerede affald (målt i tons),
 d er den gennemsnitlige tørvægtfylde af deponerede materiale (målt i t/m³),
 H er højden af deponeringsanlægget (målt i m),
 I er infiltrationen af nedbør i deponeringsenheden (målt i m/år).

På den måde ses det, at stoffkoncentrationen $C(t)$ i det dannede perkolat kan beskrives som en eksponentielt aftagende funktion af L/S

$$C(L/S) = C_0 \times \exp(-(L/S) \times \kappa), \text{ hvor}$$

$C(L/S)$ er koncentrationen af det aktuelle stof i perkolatet som funktion af L/S (mg/l),
 C_0 er startkoncentrationen (den højeste, indledende koncentration) af stoffet i perkolatet (mg/l),
 L/S er det akkumulerede væske-/faststofforhold, der svarer til koncentrationen C (l/kg),
 κ er en første-ordens konstant, der beskriver den hastighed, hvormed koncentrationen af et givet stof aftager som funktion af L/S for et givet materiale (kg/l).

Det er ovennævnte konceptuelle modeller, der foreslås anvendt i modellen.

Forslag til håndtering af heterogent vandflow

På grundlag af gennemgangen foreslås det, at det i Fase 2 forsøges at beskrive vand-/perkolatstrømningen gennem affaldet på grundlag af tre parametre: Volumen af affald, der har hurtig gennemstrømning, samt gennemstrømningshastigheder/tidskonstanter for matricen og for kanalerne/sprækkerne, om muligt med "typiske" værdier modtaget fra et igangværende hollandsk projekt (Heimovaara, 2016). Det foreslås endvidere, at stofudvaskningen med dette udgangspunkt søges beskrevet ved en simplificeret eksponentielt aftagende stofkoncentration med tiden, hvor afhængigheden af L/S gøres faldende med tiden.

Forslag til håndtering af tid og POC

Da risikovurderingen ved deponering af affald skal være stedspecifik, foreslås det, at der indlægges en betydelig fleksibilitet ved fastlæggelsen af POC, således at det vil være muligt at tilgodese lokale forhold. Med hensyn til tidshorisonten bør der ligeledes være mulighed for at tage hensyn til lokale forhold. Som udgangspunkt foreslås det, at tidshorisonten kan gøres afhængig både af afstanden til POC og tykkelsen af den umættede zone. Der foreslås, at anvende de i nedenstående tabel viste tidshorisonter for modelleringen i forbindelse med risikovurderingen:

Tabel 0-3 Forslag til tidshorisonter for modelleringen i forbindelse med risikovurderingen

Afstand til POC	Tykkelse af umættet zone (m)	
	0 - 2	Mere end 2
0 – 100 m	500 år	1000 år
Mere end 100 m	1000 år	1000 år

Styregruppen har efterfølgende besluttet, at tidshorisonten for risikovurderinger ved affaldsdeponeringsanlæg som udgangspunkt er 500 år fra starten af udsivning af perkolat.

Forslag til stoffer/stofgrupper, som bør indgå i en risikovurdering

Der er opstillet et forslag til udvælgelsesmetodik for valg af stoffer, som vil kunne udgøre en risiko for grundvand og overfladevand. Metodikken er beskrevet i detaljer i kapitel 5.9. Derudover er der opstillet forslag til principper for brugen af denne metodik i forbindelse med opstilling af lister over stoffer, der som udgangspunkt bør indgå i en risikovurdering. Stoflisterne, som kaldes basis-stoflister, opstilles ud fra en generel viden om forekomst af stoffer i det affald, der deponeres på de forskellige typer af enheder samt indhold i perkolatet. Det indgår endvidere i udvælgelsen, om stofferne er mobile, og om der forekommer generelle miljøkvalitetskriterier for de udvalgte stoffer, se

Tabel 5-20. Der er opstillet forslag til generelle stoflister for henholdsvis:

- Nedlagte lossepladser og nedlukkede ukontrollerede lossepladser
- Nedlukkede kontrollerede lossepladser og deponeringsenheder for blandet affald
- Deponeringsenheder for inert affald (og fyldpladser)
- Deponeringsenheder for mineralsk affald
- Deponeringsenheder for shredderaffald (eksempel på farligt affald).

Disse forslag er sammenfattet i nedenstående tabel.

De generelle basis-stoflister bør ved konkrete kildestyrkebestemmelser justeres ud fra den stedsspecifikke viden om det deponerede affald og receptoren på det konkrete sted, og om nødvendigt suppleres med stoffer, der er relevante i den konkrete kontekst. Der er angivet et forslag til metodik til gennemførelse af denne justering.

Tabel 0-4 Forslag til generelle stoflister

Stof	Nedlagte og ukontrollerede lossepladser	Kontrollerede lossepladser og enheder for blandet affald	Enheder for inert affald (og fyldpladser)	Enheder for mineralsk affald	Enheder for shredderaffald
Ammonium-N	X	X			X
Antimon (Sb)	X ^a	X	X	X	X
Arsen (As)	X	X	X	X	X
Atrazin	X	X			
Barium (Ba)	X ^a	X	X	X	X
Benzen	X	X	X		X
Benz(a)pyren	X ^b	X ^b	X ^b	X ^b	X ^b
Bisfenol A		X			
Bly (Pb)	X ^{a,b}	X ^b	X ^b	X ^b	X ^b
Bor		X			
Cadmium (Cd)	X ^{a,b}	X ^b	X ^b	X ^b	X ^b
DOC/NVOC	X	X	X	X	X
Fenol	X	X	X	X	X
Fluoranthen	X	X	X		X
Fluorid (F ⁻)	X ^a	X	X	X	X
Jern, opløst	X	X			X
Kalium (K)		X		X	X
Klorbenzener	X	X			
Klorfenoler		X			
Klorid (Cl ⁻)	X ^a	X	X	X	X
Kobber (Cu)	X ^a	X	X	X	X
Krom (Cr-total)	X ^a	X	X	X	X
Kviksølv (Hg)	X ^{a,b}	X ^b	X ^b	X ^b	X ^b
Mangan (Mn)		X			X
MCP	X	X			
Molybdæn (Mo)	X ^a	X	X	X	X
Naftalen	X	X	X		X
Natrium (Na)		X		X	X
Nikkel (Ni)	X ^a	X	X	X	X
Nonylphenol		X			
Selen (Se)	X ^a	X	X	X	X
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	X	X	X	X	X
Total-N ^c	X	X		X	X
Total-P		X			X
Trichlorethylen	X	X			
Vanadium (V)		X			
Zink (Zn)	X ^{a,b}	X ^b	X ^b	X ^b	X ^b

- a: Stofferne medtages, hvis formålet er at udføre en generel risikovurdering, men ikke hvis formålet er at vurdere, om der kort sigt er behov for en indsats (med mindre, der er stedspecifikke årsager til at medtage dem).
- b: Stofferne medtages kun, hvis POC er en overfladevandsreceptor tæt på lossepladsen, og/eller perkolatet ikke først passerer gennem mindst 1 m umættet zone.
- c: Total-N er efterfølgende tilføjet af hensyn til vurderinger i forhold til miljømål i marine recipienter.

For deponeringsanlæg for farligt affald er der opstillet en basis-stofliste som svarer til BEK-stoflisten, dvs. den tager udgangspunkt i de stoffer, for hvilke der i deponeringsbekendtgørelsen stilles udvaskningskrav (og som for de flestes vedkommende ikke frasorteres pga. ringe mobilitet). Denne liste bør altid indgå og omfatter følgende parametre:

As, Ba, Cr, Cu, Mo, Ni, Sb, Se, klorid, fluorid, sulfat, fenol, DOC/NVOC

Hvis en deponeringsenhed er placeret således, at der er risiko for direkte udsivning eller afdræning til vandområder uden forudgående passage gennem en umættet zone på 1 – 2 meters tykkelse, suppleres denne liste yderligere med Cd, Hg, Pb Zn og benz(a)pyren.

På grundlag af stedspecifik viden om affaldet – herunder viden om perkolatsammensætningen og om hvilke andre stoffer, som evt. måtte have resulteret i klassifikationen – og receptoren, skal det ligesom for de øvrige basis-stoflister vurderes, om der er yderligere stoffer, der bør medtages. I kapitel 5.9 er der som nævnt beskrevet en metodik til, hvorledes en sådan vurdering kan foretages.

Det understreges, at de her opstillede basis-stoflister ikke er udtryk for forslag til fremtidige monitorings-programmer for perkolat. Sådanne forslag vil blive udarbejdet som en del af Fase 2.

Reference

- Heimovaara, T. (2016): Implementation of Sustainable Aftercare of Landfills. Concepts and approach for the three pilot projects. Presented at Landfill Aftercare Forum, Priory Rooms, Birmingham, UK on 9 June 2016.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Denne rapport beskriver baggrund for og resultater af Fase 1 af **Delopgave 1: Kildestyrke** af projektet **Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald**. I rapporten beskrives og dokumenteres de undersøgelser og overvejelser, som danner grundlag for de forslag vedrørende **Fase 1: Grundlag for beslutning vedrørende kritiske forhold og parametre**, som også er indeholdt i rapporten. Baggrundsmaterialet og de beslutninger, som det giver anledning til, vil danne udgangspunkt for **Fase 2: Opbygning af delelementer, der indgår i kildestyrkeestimering**. Samtidig vil beslutningerne på nogle områder også bidrage til at fastlægge rammerne for det samlede risikovurderingsprojekt. Outputtet fra kildestyrkemodellen skal koordineres med og fungere som input til **stoftransportmodellen (Delopgave 2: Stoftransport)**.

Formålet med Delopgave 1 er at udvikle en model til estimering af kildestyrken fra deponeret affald som funktion af tiden. Den nyeste viden, herunder viden tilgængelig hos udenlandske eksperter skal inddrages. Modellen skal omfatte estimering af kildestyrke fra såvel planlagte, igangværende og afsluttede kontrollerede deponeringsanlæg/-enheder som ukontrollerede lossepladser.

1.2 Indhold af Fase 1

1.2.1 Oversigt

Arbejdet i Fase 1 af Delopgave 1 har omfattet følgende:

- Opstilling af konceptuelle modeller for kildestyrken (Kapitel 2)
- Opstilling af grundlag for håndtering af heterogent vandflow i affaldet (Kapitel 3)
- Opstilling af grundlag for fastlæggelse af tidshorisont mv. i modelleringen (Kapitel 4)
- Opstilling af grundlag for identificering af relevante stoffer/stofgrupper (Kapitel 5)

I det følgende er formål og indhold for de enkelte opgaver kort beskrevet.

1.2.2 Konceptuelle modeller for kildestyrken

Formål

Der opstilles det nødvendige antal konceptuelle modeller (så få som muligt) for estimering af kildestyrken. De konceptuelle modeller skal dække de tiltænkte anvendelsesområder for hele metodikken jf. pkt. 2.1. På et arbejdsgruppemøde afholdt 9. december 2015 om kildestyrke og stoftransport blev der foreslået to konceptuelle modeller, som har været udgangspunkt for det endelige forslag. De konceptuelle modeller har været forelagt og diskuteret i branchepartnerskabet og er efterfølgende redigeret i overensstemmelse med de kommentarer, som blev givet.

Indhold

I Kapitel 2 er der opstillet fem konceptuelle vandbalancemodeller (scenarier), som tilsammen dækker såvel planlagte som igangværende og afsluttede kontrollerede deponeringsanlæg/-enheder med bundmembran som ukontrollerede lossepladser uden bundmembran og med grundvandsspejl både under og over bunden af anlægget. Både indadrettet gradient og badekarseffekt er inkluderet for de kontrollerede deponeringsanlæg, og såvel lodret som vandret gennemstrømning er beskrevet for de ukontrollerede lossepladser. Efterfølgende er ind- og udgående vandstrømme diskuteret enkeltvis.

Endelig er der med udgangspunkt i de konceptuelle vandbalancemodeller opstillet tilsvarende konceptuelle kildestyrkemodeller, hvor stoffkoncentrationerne i perkolatet er koblet på de udgående perkolatstrømme, så de beskriver kildestyrken som en stofflux som funktion af tiden. Metodikken til den konkrete fastlæggelse af koncentrationen i perkolatet som funktion af tiden vil blive udarbejdet i Fase 2 af Kildestyrkeprojektet.

1.2.3 Håndtering af heterogent vandflow i affaldet

Formål

Vandgennemstrømningen i deponeret affald er heterogent. Dette har betydning for graden af stofudvaskningen fra forskellige områder i affaldet, hvor gennemtrængende vand i større eller mindre grad siver igennem. Væske/faststofforholdet (L/S-forholdet) vil derfor variere for de forskellige områder i affaldet. Der redegøres for, hvordan heterogent vandflow håndteres i metodikken.

Indhold

Der findes mange indikationer af, at gennemstrømningen af infiltrerende nedbør i deponeret affald med få undtagelser er meget ujævn (præferentiel). Dette har naturligvis indflydelse på stofudvaskningen fra det deponerede affald som funktion af tiden. I Kapitel 3 er der foretaget en gennemgang og diskussion af en række af de forskningsprojekter, som gennem de seneste ca. 25 år er blevet gennemført (som stadig pågår) med henblik på at etablere modeller til beskrivelse af den heterogene vandgennemstrømning og dens indflydelse på stofudvaskningen og perkolatsammensætningen som funktion af tiden. Der fokuseres især på et østrigsk modeludviklingsprojekt og på det modelprojekt, som indgår i det hollandske projekt "Sustainable landfill management". Begge modeller er imidlertid stadig på udviklingsstadiet og er fortsat langt fra at være operationelle. For alle modellerne gælder det, at de kræver et datagrundlag, som ikke findes på noget dansk deponeringsanlæg.

1.2.4 Fastlæggelse af tidshorisont mv. i modelleringen

Formål

Det skal synliggøres, hvilken effekt tidshorisonten for risikovurderingen og valget af vurderingspunktet (POC) har på valget af stoffer og stofgrupper, der inddrages i vurderingerne. Der tages udgangspunkt i følgende tidshorisonter (regnet fra det tidspunkt, hvor perkolatet begynder at sive ud i det omkringliggende miljø): 100 år, 500 år samt det tidspunkt, hvor den maksimale koncentration (peak value) ses i vurderingspunktet (point of compliance: POC). Afstanden mellem deponeringsanlæggets nedstrøms rand eller et udslipspunkt og POC: 30, 100 og 1000 meter.

Indhold

Med udgangspunkt i nogle tidligere gennemførte modelberegninger efter samme overordnede koncept og principper, som tænkes anvendt i denne metodik for risikovurdering, er det i Kapitel 4 belyst, hvor lang tid det under forskellige betingelser tager for en række stoffer at opnå maksimal koncentration ved POC i forskellige afstande fra et deponeringsanlæg. Tidshorisonten varierer betydeligt fra stof til stof, især afhængigt af stoffernes sorptionsegenskaber (modelmæssigt udtrykt ved en K_d -værdi) – for nogle stoffer kan koncentrationstoppen ved POC 100 m nedstrøms forventes efter få år, for andre kan det tage flere tusind år.

Med de begrænsninger, som ligger i brugen af eksisterende beregninger under bestemte forudsætninger, er betydningen af udvaskningshastigheden, nettoinfiltrationen af nedbør, fyldhøjden af affaldet på en deponeringsenhed, tykkelsen af den umættede zone og sorptionsegenskaberne (K_d) på den tid, det tager inden en koncentrationstop fremkommer ved POC, illustreret

for klorid, kadmium, bly og selen. Disse stoffer repræsenterer forskellige kombinationer af udvasknings- og sorptionsegenskaber.

1.2.5 Grundlag for identificering af relevante stoffer/stofgrupper

Formål

Der er udarbejdet et forslag til stoffer og stofgrupper samt eventuelt modelstoffer, som bør indgå i kildestyrkeestimeringen og dermed i risikovurderingen. Der tages i udarbejdelsen af forslaget hensyn til det omkringliggende miljø, typen af deponeringsanlæg/losseplads og formålet med at gennemføre risikovurderingen. Endvidere indgår følgende forhold i en systematisk vurdering:

- Viden om forekomsten af stoffer i deponeret affald og i perkolat fra forskellige typer affald deponeret på lossepladser/deponeringsanlæg.
- Viden om stoffernes geokemiske opførsel i kilden.
- Viden om stoffernes transportmæssige egenskaber i jord og grundvand, herunder attenueringsprocesser og forekomst af eventuelle nedbrydningsprodukter.
- Viden om stoffernes (og nedbrydningsprodukternes) effekt på receptoren (jord, grundvand, overfladevand). Der er taget udgangspunkt i fastsatte kvalitetskriterier for drikkevand, indlandsvand og andet overfladevand.

Yderligere inddrages viden om betydningen af tidshorizonten for risikomodelleringen og placeringen af POC, som er blevet beskrevet i Kapitel 4. Desuden tages der hensyn til, om et stof indgår i deponeringsbekendtgørelsens krav om testning og analysering af affald, der modtages eller ønskes optaget på positivlisten for et deponeringsanlæg.

Indhold

Indledningsvis er der givet en kort gennemgang af den historiske udvikling på deponeringsområdet i Danmark, og hvad det betyder for, hvilke affaldstyper, der kan tænkes deponeret på anlæggene. Med udgangspunkt i dette er der indsamlet viden om sammensætningen af affaldstyper, der tilføres deponeringsanlæg² og indholdsstoffer i de specifikke affaldstyper, sidstnævnte primært baseret på affaldskarakteriseringer. Der er endvidere indsamlet information om stofindhold i dagrenovation, som typisk blev deponeret på de ukontrollerede lossepladser.

Sammen med litteratur- og monitoringsdata danner dette grundlag for, at der kan opstilles en oversigt over forventelige stoffer i perkolat fra forskellige typer af anlæg og deponeringsenheder.

Om de registrerede indholdsstoffer kan gå hen og blive et problem i en receptor vil, ud over afstanden til receptoren (POC), også afhænge af følgende to forhold:

- Stoffernes binding i jordmatricen, hvilket vil have betydning for den opløste koncentration, når stoffet når receptoren. Dette afhænger af stoffets opløselighed og sorptionsegenskaber. For de organiske stoffer afhænger det tillige af, om der evt. kan ske en nedbrydning af stoffet undervejs
- Den koncentration hvor stoffet kan forventes at være skadeligt for miljøet set i forhold til ovenstående forventelige koncentration.

Der er derfor indsamlet viden om dels stoffernes transportegenskaber i jordmatricen, dels de miljø- og vandkvalitetskrav, der er opstillet for de pågældende stoffer i henholdsvis indlandsvand, herunder grundvand, drikkevand og andet overfladevand.

² sådan information foreligger primært for de senere år

For visse stoffer vil ændringer i de geokemiske forhold i affaldet over tid kunne have betydning for stoffernes mobilitet, hvorfor dette også indgår i vurderingerne.

Endelig er de krav, som i den deponeringsrelaterede lovgivning er opstillet med hensyn til monitorering af specifikke stoffer i affald eller perkolat, trukket frem.

På basis af ovenstående information er der opstillet forslag til en metodik for valg af relevante stoffer for en risikovurdering. Ud fra denne systematik er der efterfølgende opstillet forslag til basis-stoflister for de forskellige typer af lossepladser og deponeringsenheder, samt beskrevet hvorledes en stofliste bør revideres på grundlag af stedsspecifik viden.

2. Konceptuelle vandbalance- og stoffluxmodeller

2.1 Oversigt og metodik

Metodikken til risikovurdering ved deponering og dermed også modellen til estimering af kildestyrken skal kunne anvendes på følgende typer af deponeringsanlæg:

1. Afsluttede deponeringsanlæg i efterbehandling
2. Deponeringsanlæg i drift (kystnære og ikke-kystnære)
3. Udvidelser af bestående deponeringsanlæg og planlægning af eventuelle nye deponeringsanlæg
4. Ukontrollerede lossepladser

De konceptuelle modeller skal kunne afspejle både de forskelle i vandgennemstrømning og perkolatdannelse, som følger af deponeringsanlæggenes indretning, drift og placering i forhold til grundvand og overfladevand, og de forskelle, som anlæggenes alder og driftsform (under opfyldning/i drift, efterbehandling, kontrolleret/ukontrolleret) måtte medføre. Ved kildestyrken forstås den del af det dannede perkolat, som ikke fjernes og behandles, men som med vilje eller på grund af uheld eller manglende eller dårligt fungerende membran- og/eller opsamlingsystemer udsiver (eller udledes) til omgivelserne med risiko for påvirkning af grundvand og/eller overfladevand.

Et anlæg kan bestå af flere enheder, som kan være på forskellige driftsstadier og/eller være indrettet forskelligt med hensyn til eksistens og effektivitet af membran- og perkolatopsamlings-systemer. Alderen af de enkelte enheder i et anlæg kan være spredt over adskillige dekader, ligesom der på det samme anlæg kan være nedlagte, nedlukkede og igangværende enheder. I modelkoncepterne for kildestyrken arbejdes der udelukkende med **enkelte/separate enheder** således, at ved risikovurderingen af sammensatte anlæg skal effekten af de forskellige kildestyrker kombineres enten i transportmodellen eller ved vurdering i receptoren.

På baggrund af Deponeringsbekendtgørelsens bestemmelser er der nedlukket en del anlæg, som er etablerede med membran- og perkolatopsamlingsystemer, men hvor disse ikke lever op til de med bekendtgørelsen skærpede krav. Disse benævnes i nærværende rapport som "kontrollerede lossepladser" og vil konceptuelt blive håndteret som deponeringsanlæg under punkterne 1 ovenfor.

Deponeringsanlæg under opfyldning udgør en speciel situation, idet der for det første normalt ikke vil være noget perkolatudslip fra disse, og for det andet vil perkolatsammensætningen (og forholdet mellem produceret perkolat og deponeret affald, L/S), kunne variere meget på grund af de dynamiske forhold i opfyldningsperioden. Derfor er det ikke muligt at opstille en konceptuel model for kildestyrken i opfyldningsperioden. Under Fase 2 af projektet vil der dog blive opstillet modeller for vandbalancer og stofudvaskning i opfyldningsperioden. Disse vil indgå i de samlede beregninger over tid, idet der i opfyldningsperioden kan fjernes betydelige stofmængder fra systemet, ligesom der er behov for kendskab til den akkumulerede værdi af L/S ved periodens

ophør. Dette kan betyde, at der i princippet beregnes en gennemsnitlig årlig "kildestyrke" for opfyldningsperioden, som indgår i kildestyrkeberegningen i de efterfølgende perioder, men som i sig selv ikke bør anvendes direkte i en risikovurdering for opfyldningsperioden.

Da risikovurderingen for eksisterende og planlagte deponeringsenheder stort set altid vil være rettet mod en fremtidig situation efter afslutning af opfyldningsperioden, vil det være rimeligt at betragte vandbalancerne (men ikke udvaskningen af stoffer) for afsluttede anlæg/enheder som stationære. Det vil sige, at affaldets vandindhold modelmæssigt betragtes som konstant, og at der ikke i vandbalancerne tages hensyn til eventuelle ændringer i dette (betydningen heraf vil aftage med tiden, da ændringer i affaldets vandindhold vil udgøre en stadig mindre del af den samlede vandbalance). Det kan også nævnes, at det ikke er muligt at finde oplysninger om affaldets vandindhold på forskellige tidspunkter – ligesom det vil variere fra den ene affaldstype til den anden. De fleste ukontrollerede lossepladser, som jo er mindst 40 – 50 år gamle, må antages at være stationære med hensyn til vandbalancen (når der ses bort fra oversvømmelser og andre forhåbentligt usædvanlige hændelser).

I det følgende diskuteres først de konceptuelle vandbalancer, som beskrives alene ved de ind- og udgående vandstrømme. Da både perkolatproduktionen og betingelserne for stofudvaskningen i betydeligt omfang fastlægges af vandbalancen, fokuseres der i kapitel 2 først på at beskrive de konceptuelle vandbalancer og vandstrømme for de relevante scenarier, som forventes at dække alle de ovennævnte typer deponeringsanlæg i alle driftsstadier.

For et givet stof vil udviklingen i stofudvaskningen, $M(t)$, til tiden t kunne beskrives som:

$$M(t) = C(t) \times Q(t),$$

hvor:

- $C(t)$ er koncentrationen af stoffet i perkolatet (f.eks. i mg/m^3)
- $Q(t)$ er perkolatproduktionen (f.eks. i $\text{m}^3/\text{år}$). $Q(t)$ beregnes f.eks. på årsbasis ud fra vandbalancerne for et givet deponeringsscenarie.

I kapitel 2.3 er givet en overordnet, konceptuel beskrivelse af stofudvaskningen. Denne danner basis for den konceptuelle beskrivelse af kildestyrken, $K(t)$, som udgøres af $M(t)$ eller af en delmængde af denne. Gennemstrømningsforholdene internt i det deponerede affald, herunder specielt forhold knyttet til ujævn gennemstrømning (heterogent flow), diskuteres i Kapitel 3, og de mere specifikke stofudvaskningsforhold behandles i Fase 2 af projektet.

2.2 Opstilling af konceptuelle vandbalancemodeller

2.2.1 Samlet oversigtsmodel og vand- og perkolatstrømme

I modelopstillingen indgår følgende vand-/perkolatstrømme:

Indgående vandstrømme

- Q_1 : Nedbør (som målt op DMI's målestationer og korrigeret for vind- og wettingeffekter)
- Q_2 : Overfladetilstrømning
- Q_3 : Tilførsel af rent vand
- Q_4 : Tilførsel af recirkuleret perkolat fra samme enhed
- Q_5 : Tilførsel af recirkuleret perkolat fra andre enheder
- Q_6 : Indtrængende grundvand fra bund og sider
- Q_7 : Indtrængende opstrøms grundvand, som gennemstrømmer enheden

Udgående vandstrømme

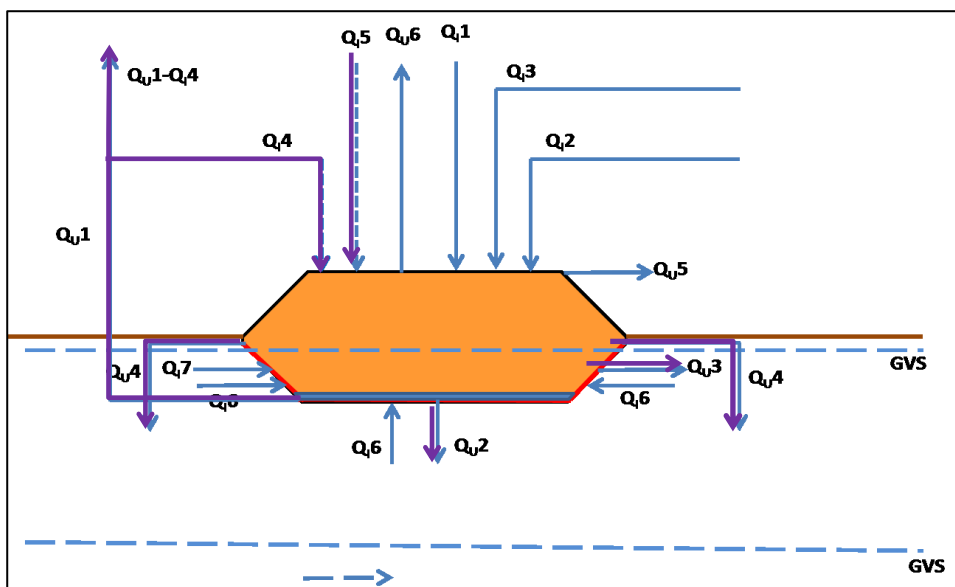
- Qu1: Opsamlet og fjernet perkolat fra drænsystemet
- Qu2: Udsivende perkolat gennem bund/membran (eventuelt også sider nær bunden)
- Qu3: Nedstrøms udsivning af perkolat/grundvand, der strømmer horisontalt gennem enheden
- Qu4: Overløb over kant eller gennem huller i sidemembran efter stop af perkolatopsamling
- Qu5: Overfladeafstrømning
- Qu6: Evapotranspiration (summen af fordampning fra overfladen og transpiration fra planter på overfladen)

I Figur 2-1 ses en samlet oversigtsmodel, hvor alle ind- og udgående strømme er angivet, og hvor såvel højtliggende som lavtliggende grundvandsspejl er angivet. Der vil ikke være nogen situationer, hvor alle strømme er relevante, ligesom der i en given situation vil være enten højt- eller lavtliggende grundvand. Listen over ind- og udgående vand-/perkolatstrømme er omfattende og tager højde for næsten alle tænkelige situationer. Men ikke alle strømme har lige stor betydning, og det forventes, at en del af strømmene – afhængigt af forholdene i konkrete situationer – vil være irrelevante eller så små, at det, set i relation til de øvrige usikkerheder på beregningerne, ikke vil have væsentlig påvirkning af resultatet.

I første omgang har det været hensigten at gøre det muligt at medtage dem i beregningsmodellen, hvis der findes anvendelige data eller troværdige default-værdier.

I Fase 2 vil der blive foretaget en nærmere vurdering af i hvilket omfang, det vil være nødvendigt at medtage de forskellige delstrømme. Samtidig vil nogle af de ind- og udgående strømme af praktiske årsager og af hensyn til koblingen med de efterfølgende transportmodeller blive samlet til færre strømme.

De enkelte strømme er kort beskrevet i Tabel 2-1. I kapitel 2.2 er det diskuteret, hvordan de enkelte relevante vandstrømme kan fastlægges.



Figur 2-1 Oversigtsmodel for vandbalancer med alle delstrømme og højt- og lavtliggende grundvandsspejl angivet.

Tabel 2-1 Kort beskrivelse af de enkelte vandstrømme.

Strøm	Type	Kommentar
Q _{i1}	Nedbør	Kan være oplyst fra DMI, registreret i lokal vejstation, estimeret på baggrund af historiske registreringer/default på basis af geografi. Er typisk uforurennet.
Q _{i2}	Overfladetilstrømning	Vand fra overfladen af naboarealer, der løber til deponeringsanlægget. Kan beregnes/skønnes baseret på oplandsareal og nedbør. Tilløbende vand fra en å/sø, kan være noget vanskeligere at beregne/skønne, idet dette typisk vil omfatte risikovurderinger af oversvømmelser. Er typisk uforurennet.
Q _{i3}	Tilførsel af rent vand	Vandmængden vil typisk blive registreret og er derfor kendt. Uforurennet.
Q _{i4}	Tilførsel af recirkuleret perkolat fra samme enhed	Vandmængden vil/skal typisk registreres af driftsoperatøren og er derfor kendt. Indeholder forurenende stoffer
Q _{i5}	Tilførsel af recirkuleret perkolat fra andre enheder	Vandmængden vil/skal typisk registreres af driftsoperatøren og er derfor kendt Indeholder forurenende stoffer
Q _{i6}	Indtrængning af grundvand gennem bund og sider	Vil kun ske, hvis bund og sider er tilstrækkeligt permeable og grundvandets hydrauliske tryk er tilstrækkeligt højt. Kan muligvis estimeres på grundlag af en vandbalance. Er typisk uforurennet, men kan være belastet
Q _{i7}	Indtrængende opstrøms grundvand	Kan estimeres på grundlag af viden om de hydrogeologiske forhold ved pladsen - dvs. af gradienten over lossepladsen og forskellen mellem den hydrauliske ledningsevne af affaldet og det omgivende grundvandsmagasin, lossepladsens dybde og grundvandsspejlets niveau - samt antagelser om permeabiliteten af affaldet Er typisk uforurennet, men kan være belastet
Q _{u1}	Perkolat opsamlet og fjernet med drænsystem fra enheden/-anlægget	Den fjernede perkolatmængde vil/skal typisk registreres af driftsoperatøren for deponeringsanlægget og estimeres/registreres for den enkelte enhed og er derfor kendt
Q _{u2}	Perkolatudsivning gennem bund	Udsivningsmængden estimeres på grundlag af en vandbalance
Q _{u3}	Perkolatudsivning gennem nedstrøms side af lossepladsen	Afhænger af affaldets permeabilitet set i forhold til omgivelserne og infiltrationen af nedbør set i forhold til grundvandsstrømmen
Q _{u4}	Udsivning/overløb af perkolat over kanten af eller gennem utætheder i side-membranen	Når der opnås hydraulisk ligevægt (konstant perkolatniveau), vil udsivningen gennem bund og over/gennem siderne modsvare de indgående strømme
Q _{u5}	Overfladeafstrømning	Vil kunne være relevant, hvis deponeringsenhedens overflade har en hældning mod/ud over kanten af enheden. Overfladeafstrømningen kan typisk estimeres på grundlag af viden om overfladens hældning og beplantning. Er typisk/pr. definition uforurennet

Strøm	Type	Kommentar
Q _{U6}	Evapotranspiration	Evapotranspirationen estimeres på grundlag af viden om den potentielle fordampning, slutfærdigings jordtyper og beplantningen på overfladen. Er uforurenset.

I det følgende beskrives nogle hovedtyper af scenarier, som er relevante for de ovenfor nævnte typer deponeringsanlæg. For hvert scenarie angives de ind- og udgående strømme, som *kan* være relevante. Desuden angives den relevante relative placering af grundvandsspejlet.

Tabel 2.2 giver en oversigt over de forskellige hovedtyper af scenarier, som tilsammen dækker de relevante typer af deponeringsanlæg og driftstilstande. For hver type er det angivet, hvilken/hvilke strøm(me), der udgør kildestyrkens volumen. Se også diskussionen i kapitel 2.2.7, hvor det bl.a. beskrives, i hvilket omfang de anførte scenarier dækker de fire typer deponeringsanlæg, som er anført i starten af kapitel 2.1. I Bilag 1 er opstillet en oversigt, der illustrerer disse hovedtypers relevans i forhold til anlægstyper og driftstilstand/tidspunkt (opfyldning, efterbehandling, (overgang) og passiv tilstand).

Tabel 2-2 Oversigt over de forskellige konceptuelle scenariemodeller for vandbalancen.

Sce- narie	Beskrivelse	Membran og perkola- topsaml- ing?	Grund- vands- spejl	Driftstilstand	Udgør kildes- tyrkens volu- men
1	Deponeringsenhed	Ja	Under bund	Efterbehandling	Q _{U2}
1a	Ukontrolleret losseplads eller deponeringsenhed uden membran- og perkolatopsamlingssystem (yderligere reducerede krav)	Nej	Under bund	Efterbehandling og passiv tilstand. Ingen aktive tiltag, vertikal gennemstrømning af infiltreret vand	Q _{U2}
2	Deponeringsenhed eller kontrolleret losseplads	Ja	Under bund el- ler over bund	Passiv tilstand= ingen aktive tiltag. Badekarseffekt efter afslutning af perkolatopsamling	Q _{U2} + Q _{U4}
3	Deponeringsenhed eller kontrolleret losseplads	Ja	Over bund	Efterbehandling. Indadrettet gradient	Ingen ud- strømning
4	Ukontrolleret losseplads eller deponeringsenhed med yderligere reducerede krav	Nej	Over bund	Efterbehandling og passiv tilstand. Primært horisontal gennemstrømning af grundvand	Q _{U2} + Q _{U3}

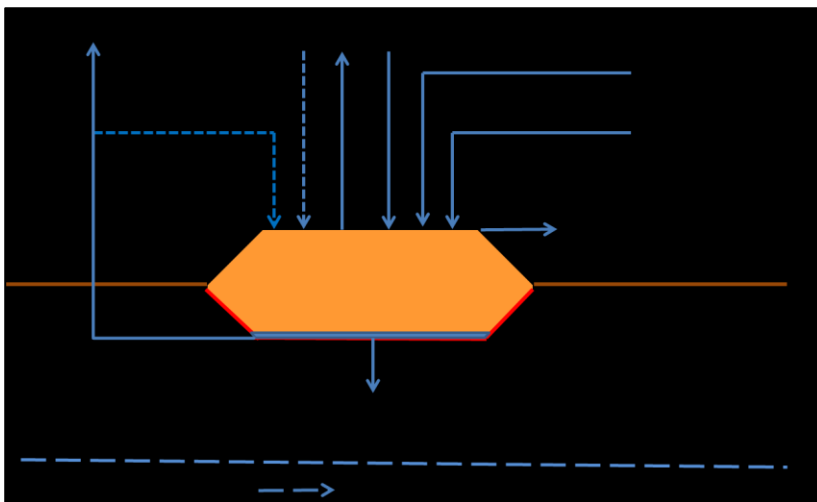
Det skal bemærkes, at en given deponeringsenhed/-anlæg vil gennemløbe nogle driftsfaser, som betyder, at beregningerne på forskellige tidspunkter skal baseres på forskellige scenarier. Dette er illustreret i Bilag 1 og 2.2.7. For eksempel kan scenarie 1 være relevant for et deponeringsanlæg i efterbehandling indtil perkolatopsamlingen stoppes. Herefter vil perkolatniveauet inde i deponiet gradvist stige (scenarie 2), indtil der indtræder en ny hydraulisk ligevægt, hvor mængden af perkolat, som siver ud gennem bund og sider eller løber over kanten af membranen, modsvarer mængden af vand tilført ved infiltration af nettonedbør og eventuel overfladetilstrømning. Stigningen i perkolatniveauet kan betyde, at dele af affaldet, som indtil da har været umættet og måske endda uden væsentlig kontakt med vand, nu bliver vandmættet og dermed måske medfører en

ændring (stigning) i perkolatets indhold af udvaskede stoffer, som der skal tages højde for i den videre estimering af kildestyrken.

2.2.2 Scenarie 1: Deponeringsenhed og kontrolleret losseplads i efterbehandlingsperioden

I Figur 2.2 ses en oversigt over de strømme, som kan indgå i vandbalancen for:

- En kontrolleret losseplads med bund- og sidemembraner med bunden placeret over højeste grundvandsniveau.
- En deponeringsenhed med bunden placeret over højeste grundvandsniveau.



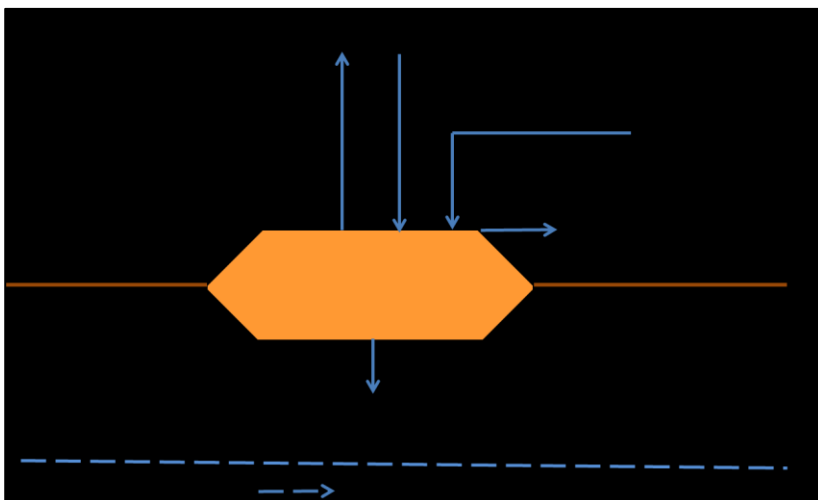
$$Q_K = Q_{U2} = Q_{I1} + Q_{I2} + Q_{I3} + Q_{I5} - (Q_{U1} - Q_{I4}) - Q_{U5} - Q_{U6}$$

Figur 2-2 Oversigt over vandbalance for deponeringsenhed eller kontrolleret losseplads i efterbehandlingsperioden. Q_K = kildestyrkevolumen.

2.2.3 Scenarie 1a: Ukontrolleret losseplads eller deponeringsenhed under yderligere reducerede krav - placeret over grundvandsniveau

I Figur 2-3 ses en oversigt over de strømme, som kan indgå i vandbalancen for:

- En ukontrolleret losseplads uden bundmembran med bunden placeret over højeste grundvandsniveau.
- En deponeringsenhed under yderligere reducerede krav i henhold til deponeringsbekendtgørelsen med bunden placeret over højeste grundvandsniveau.



$$Q_K = Q_{U2} = Q_{I1} + Q_{I2} - Q_{U5} - Q_{U6}$$

Figur 2-3 Oversigt over vandbalance for ukontrolleret losseplads eller deponeringsenhed under yderligere reducerede krav - placeret over højeste grundvandsniveau. Q_K = kildestyrkevolumen.

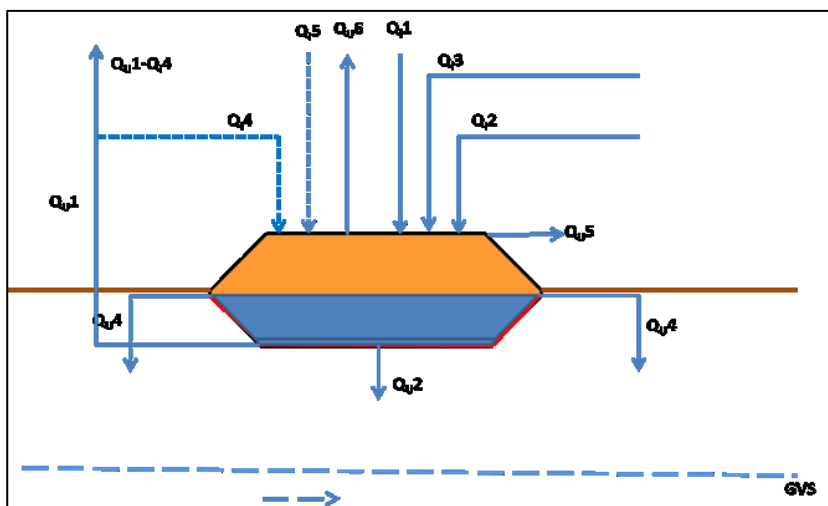
2.2.4 Scenarie 2: Deponeringsenhed eller kontrolleret losseplads i eller umiddelbart før overgang til hhv. i passiv tilstand

I Figur 2-4 ses en oversigt over de strømme, som kan indgå i vandbalancen ved overgangen fra efterbehandlingsperioden til den passive drift, henholdsvis i den passive drift for:

- En kontrolleret losseplads med bund- og sidemembran og med bunden placeret over/under højeste grundvandsniveau.
- En deponeringsenhed med bunden placeret over/under højeste grundvandsniveau.

I dette scenarie er fjernelse af perkolat ophørt eller reduceret, og der er indstillet en ny hydraulisk ligevægt. Perkolat, som flyder ud over kanten af membransystemet, medregnes som en delstrøm direkte til grundvandet (dvs. ikke til overfladevand).

Umiddelbart før overgangen til passiv tilstand kan der muligvis stadig blive tilladt tilført recirkuleret perkolat og rent vand. Når anlægget reelt er overgået til passiv tilstand, vil disse delstrømme ophøre.



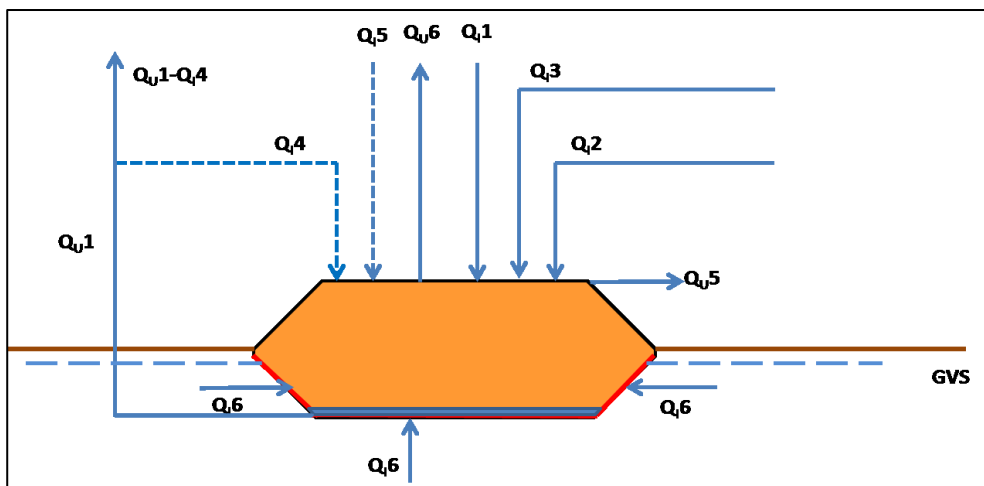
$$Q_K = Q_{U2} + Q_{U4} = Q_{I1} + Q_{I2} + Q_{I3} + Q_{I5} - (Q_{U1} - Q_{I4}) - Q_{U5} - Q_{U6}$$

I passiv drift: $Q_K = Q_{U2} + Q_{U4} = Q_{I1} + Q_{I2} - Q_{U5} - Q_{U6}$

Figur 2-4 Oversigt over vandbalance for et deponeringsanlæg/en kontrolleret losseplads med badekarseffekt, hvor der er indtruffet en ny hydraulisk ligevægt. Principielt er vandbalancen den samme om anlæggets bund er placeret over eller under højeste grundvandsniveau. Q_K = kildestyrkevolumen.

2.2.5 Scenarie 3: Deponeringsenhed eller kontrolleret losseplads i efterbehandling og med indadrettet hydraulisk gradient

I Figur 2-5 ses en oversigt over de strømme, som kan indgå i vandbalancen i efterbehandlingsfasen for en deponeringsenhed med bundmembran (og sidemembraner) og med bunden placeret under grundvandsniveau (Scenarie 3), hvor perkolatniveauet gennem fjernelse af perkolat holdes lavere end niveauet for det omgivende grundvand.



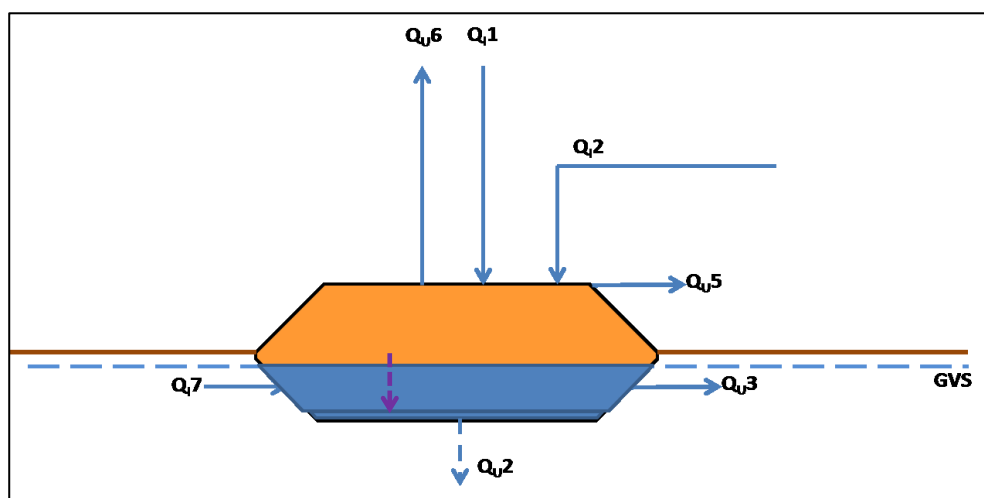
$$Q_K = 0$$

Figur 2-5 Oversigt over vandbalance for deponeringsanlæg med indadrettet hydraulisk gradient, hvor der fortsat opsamles perkolat.

Denne tilstand vil kun vare, så længe der fjernes perkolat. Når fjernelsen ophører, vil perkolatniveauet stige, indtil det når kanten af sidemembranen, hvorefter det vil løbe ud over denne eller gennem huller i membranen og ned i grundvandet omkring deponeringsenheden. Den situation, hvor perkolatet siver ud på terræn omkring deponeringsenheden og derfra til grundvand og overfladevand, er ikke medtaget. Herfra vil scenariet ændres til et, der ligner Scenarie 2, blot med et højere liggende grundvandsniveau.

2.2.6 Scenarie 4: Ukontrolleret losseplads, som gennemstrømmes horisontalt af grundvand

I Figur 2-6 ses en oversigt over de strømme, som kan indgå i vandbalancen i for en ukontrolleret losseplads uden bundmembran med bunden placeret under grundvandsniveau, og som derfor gennemstrømmes horisontalt af grundvand (Scenarie 4).



$$Q_K = Q_{U2} + Q_{U3} = Q_{I1} + Q_{I2} + Q_{I7} - Q_{U5} - Q_{U6}$$

Figur 2-6 Oversigt over vandbalance for en ukontrolleret losseplads, som gennemstrømmes horisontalt af grundvand. Q_K = kildestyrkevolumen.

2.2.7 Oversigt over anvendelsen af vandbalancescenarierne i forhold til de fem typer anlæg/enheder

Kildestyrkescenarierne vil modsvare de ovenfor beskrevne vandbalancescenarier og skal ligesom disse kunne omfatte alle de typer affaldsdeponeringsanlæg/lossepladser, som er beskrevet i kapitel 2.

For så vidt angår afsluttede deponeringsanlæg i efterbehandling, deponeringsanlæg under opfyldning/i drift (uanset om de er kystnære eller ikke-kystnære) og udvidelser af eksisterende deponeringsanlæg, samt planlægning af eventuelle nye enheder/anlæg, så udgør de i princippet forskellige faser i det samme forløb fra planlægning over opfyldning til efterbehandling. Vandbalancerne og kildestyrkerne beskrives af forskellige konceptuelle modeller, som kan variere i forhold til de forskellige faser, anlæggene gennemløber, og i relation til deres placering i forhold til grundvandsspejlet samt til, hvorvidt der er perkolatopsamling på den enkelte enhed eller ej.

For disse anlægstyper vil det derfor generelt være nødvendigt at anvende flere konceptuelle vandbalance- og kildestyrkescenarier kronologisk efter hinanden for at kunne estimere kildestyrken for en given periode.

I Tabel 2-3 ses en kort beskrivelse af de forskellige vandbalancescenarier, og oversigten i Bilag 1 viser hvilke scenarier, der er relevante i de forskellige faser af en deponeringsenheds eksistens. Det er nødvendigt at estimere L/S-forholdet for en given deponeringsenhed fra start til slut, da man skal kende L/S-forholdet på udsivningstidspunktet og fremefter.

Når fjernelsen af perkolat standses ved overgangen til passiv tilstand vil perkolatoverfladen inde i affaldet stige (badekarseffekten), indtil en ny hydraulisk ligevægt har indstillet sig mellem tilførte og fraførte vandmængder. Da bliver scenarie 2 aktuelt for begge typer deponeringsenheder. Såfremt det viser sig, at omgivelserne herved påvirkes uacceptabelt, kan enheden alligevel ikke overgå til passiv tilstand. Enheden må derfor igen sættes i drift svarende til scenarie 1 eller 3 – eventuelt med et højere perkolatniveau, indtil det ved et scenarie 2 kan vises, at enheden endeligt kan overgå til passiv tilstand.

Tabel 2-3 Oversigt over anvendelsesområderne for de forskellige vandbalancescenarier for deponeringsanlæg/-enheder.

Type af deponeringsanlæg	<u>Før drift:</u> Planlægning af nye og af udvidelser af eksisterende anlæg	<u>Aktiv drift:</u> (opfyldning og efterbehandling)	<u>Passiv tilstand</u>
	Relevante scenarier	Relevante scenarier	Relevante scenarier
Deponeringsanlæg med bund over GVS	1, 2	1	2
Deponeringsanlæg med bund under GVS	3, 2	3	2

Ukontrollerede lossepladser og deponeringsenheder med yderligere reducerede krav i henhold til BEK 1049/2013, Bilag 2, kapitel 3.4.2, dvs. uden membran og perkolatopsamling, vil være beskrevet ved Scenarie 1a, hvis bunden af affaldet ligger over højeste grundvandsspejl, og af Scenarie 4, hvis bunden af affaldet ligger under grundvandsspejlet, i hele deres eksistensperiode.

De enkelte vand- og perkolatstrømme i de konceptuelle vandbalancescenarier er nærmere diskuteret i Bilag 2.

2.3 Konceptuelle kildestyrker/stofflux svarende til vandbalancescenarierne

2.3.1 Konceptuel kildestyrke ved de forskellige scenarier

Til bestemmelse af den udvaskede mængde per tidsenhed af et givet stof, i , $M_i(t)$ til et givet tidspunkt, t , er det i princippet nødvendigt at kende udviklingen i både perkolatmængden $Q(t)$ og koncentrationen af stoffet $C_i(t)$ fra $t = 0$ (start af deponeringen af affald) op til det tidspunkt, hvor en risikovurdering foretages, eller til det tidspunkt, hvortil en fremskrivning eller estimering af den fremtidige påvirkning af receptoren gennemføres.

I det følgende skelnes der mellem den udvaskede mængde, $M(t)$ og kildestyrken, $K(t)$, og for nemheds skyld anvendes betegnelsen $M(t)$ for $M_i(t)$, $K(t)$ for $K_i(t)$ og $C(t)$ for $C_i(t)$. Da det generelt ikke vil være muligt at skelne mellem perkolatsammensætningen i de forskellige udgående

strømme (f.eks. fra bund, sider eller fjernet perkolat), regnes der som udgangspunkt med samme koncentration, $C(t)$ til tiden t for alle udgående perkolatstrømme, dvs. for Q_{U1} , Q_{U2} , Q_{U3} og Q_{U4} .

Mens $M(t)$ således beskriver den samlede mængde af et givet stof, som per tidsenhed fjernes med perkolatet, udgør kildestyrken $K(t)$ i relation til en risikovurdering kun den del af $M(t)$, som udledes, eller som potentielt kan udledes til omgivelserne, dvs. $K(t)$ er knyttet til de ovennævnte udgående perkolatstrømme, som i Tabel 2-1 er beskrevet som volumendelen af kildestyrken for de angivne scenarier.

For de i Tabel 2-2 oplistede scenarier vil kildestyrkerne (stoffluxen) og de samlede udvaskede mængder per tidsenhed til tiden t således kunne beskrives som følger:

- Scenarie 1: $K(t) = Q_{U2}(t) \times C(t)$
 $M(t) = ((Q_{U1} - Q_{I4}) + Q_{U2}) \times C(t)$
- Scenarie 1a: $K(t) = Q_{U2}(t) \times C(t)$
 $M(t) = K(t)$
- Scenarie 2: $K(t) = (Q_{U2}(t) + Q_{U4}(t)) \times C(t)$, idet $Q_{U1} = Q_{I4} = Q_{I5} = 0$
 $M(t) = (Q_{U2}(t) + Q_{U4}(t)) \times C(t)$
- Scenarie 3: $K(t) = 0 \times C(t) = 0$
 $M(t) = (Q_{U1} - Q_{U4}) \times C(t)$
- Scenarie 4: $K(t) = (Q_{U2}(t) + Q_{U3}(t)) \times C(t)$
 $M(t) = K(t)$

Der er her i første omgang ikke taget hensyn til de stofmængder, som eventuelt tilføres med recirkuleret perkolat fra andre enheder (Q_{I5}). Tilførslen vil bidrage til at forøge L/S, men en del af de processer, som vil foregå mellem vandfasen og affaldsfasen i det deponerede affald er ligevægtsreaktioner, og man kan derfor ikke regne med, at en stofmængde, der tilføres udefra, selv om den er tilført på opløst form, umiddelbart vil optræde i tilsvarende mængde på opløst form i det samlede perkolat. Det vil i Fase 2 blive overvejet om og i givet fald hvorledes, dette skal indregnes i massebalancen. Recirkulering af perkolat fra samme celle (Q_{I4}) medfører ikke nogen forøgelse af L/S set i forhold til stofudvaskningen, men kan gennem en bedre befugtning af affaldet forøge omsætningen af organisk stof og dermed måske ændre redoxpotential, hvilket kan ændre udvaskningen af f.eks. metaller og metalloider. Derudover vil det kunne medføre en bedre ligevægt mellem affald og perkolat og dermed bidrage til en mere effektiv udvaskning af især de opløselighedskontrollerede stoffer. Effekten af sådanne tiltag, som måtte være gennemført på vurderingstidspunktet, vil være afspejlet i koncentrationsudviklingen af perkolatet, der kan indgå i inputtet til en kildestyrkemodel. Dog vil denne model på nuværende tidspunkt ikke, kunne beskrive den fremadrettede effekt af eventuelle recirkuleringstiltag.

Selv om det er kildestyrken, $K(t)$, som skal anvendes i forbindelse med risikovurderingerne, er det nødvendigt at kende den samlede stofudvaskning $\sum M(t)dt$ (fra $t=0$ til $t=t$) og udviklingen i denne med tiden så godt, som det i hvert tilfælde er muligt. En væsentlig del af strategien bag affaldsdeponering og afmelding af gamle lossepladser og deponeringsanlæg/-enheder i efterbehandling bygger på, at koncentrationen af et givet stof $C(t)$ i perkolatet og dermed kildestyrken aftager med tiden. Reduktionen af kildestyrken med tiden skyldes især, at der hele tiden fjernes stof fra affaldet ved udvaskning og efterfølgende fjernelse/udslip af stof med perkolatet. Mange organiske stoffer fjernes også gennem biologisk nedbrydning. For enheder med membran- og perkolatsamlingsystemer fjernes en betydelig del af de udvaskelige stoffer i opfyldnings- og efterbehandlingsperioden med det opsamlede og behandlede perkolatet. For enheder uden membran- og perkolatsamlingsystemer er stofferne blevet udledt til omgivelserne. For i en

given situation at vide hvor i udvaskningsforløbet man befinder sig, er det ønskeligt i videst muligt omfang at kunne beskrive hele stofudvaskningsforløbet og at kunne redegøre for $C(t)$ (og $M(t)$) fra $t = 0$ til det relevante tidspunkt.

2.3.2 Stofudvaskning og kildestyrke ved et deponeringsanlæg

Som nævnt ovenfor fjernes der i opfyldnings- og efterbehandlingsperioden for et deponeringsanlæg en mængde udvasket stof sammen med perkolatet, som fjernes og i de fleste tilfælde tilføres et spildevandsrensningsanlæg. Kildestyrken (forstået som den stofflux, der udledes til omgivelserne) bliver normalt først signifikant, når fjernelsen af perkolat på et tidspunkt stoppes, og stofferne opløst i perkolatet begynder at sive ud gennem siderne og/eller bunden af en deponeringsenhed. Dette kan illustreres ved hjælp af et par beregningseksempler for klorid og Ba, som udvaskningsmæssigt er henholdsvis tilgængelighedskontrolleret og opløselighedskontrolleret, og som derfor opfører sig lidt forskelligt.

Beregningseksemplerne er baseret på det deponeringsscenarie, der lå til grund for fastsættelsen af de danske stofudvaskningskriterier for modtagelse af affald på et deponeringsanlæg for mineralsk affald, som kan modtage stabilt, ikke-reaktivt farligt affald (se for eksempel Miljøstyrelsens Miljøprojekt nr. 1285/2009). Der er regnet på en 10 m høj, 100 m bred og 100 m lang deponeringsenhed med affald med en tørrumvægt på $1,5 \text{ tons/m}^3$ og en konstant infiltration af nedbør på 350 mm/år. Levetiden af en bundmembran (f.eks. en plastmembran), svarende til opfyldnings- og efterbehandlingsperioden, er i ovennævnte projekt antaget at være 80 år, hvor 99 % af perkolatet opfyldnings- og efterbehandlingsperioderne opsamles og fjernes til behandling og 1 % siver ud gennem bunden. Herefter antages det, at alt det dannede perkolat siver ud gennem bund og/eller sider.

Tiden, t , kan omregnes et væske-/faststofforhold (L/S) for den givne deponeringsenhed

$$L/S = t \times I / (d \times H),$$

hvor:

- t er den tid, der er gået siden starten af perkolatproduktionen (målt i år),
- L er det totale volumen af perkolat, der er produceret på tidspunktet t (målt i m^3),
- S er den samlede tørvægt af det deponerede affald (her 150.000 tons),
- d er den gennemsnitlige tørvægtfylde af deponerede materiale (her $1,5 \text{ t/m}^3$),
- H er højden af deponeringsanlægget (her 10 m),
- I er infiltrationen af nedbør i deponeringsenheden (her sat til $350 \text{ mm/år} = 0,35 \text{ m/år}$).

Stofkoncentrationen $C(t)$ i det dannede perkolat beskrives som en eksponentielt aftagende funktion af L/S eller den tilsvarende tid (se Miljøstyrelsens Miljøprojekt nr. 1285/2009):

$$C(L/S) = C_0 \times \exp(-(L/S) \times \kappa),$$

hvor:

- $C(L/S)$ er koncentrationen af det aktuelle stof i perkolatet som funktion af L/S (mg/l),
- C_0 er startkoncentrationen (den højeste, indledende koncentration) af stoffet i perkolatet (mg/l),
- L/S er det akkumulerede væske-/faststofforhold, der svarer til koncentrationen C (l/kg),
- κ er en første-ordens konstant, der beskriver den hastighed, hvormed koncentrationen af et givet stof aftager som funktion af L/S for et givet materiale (kg/l).

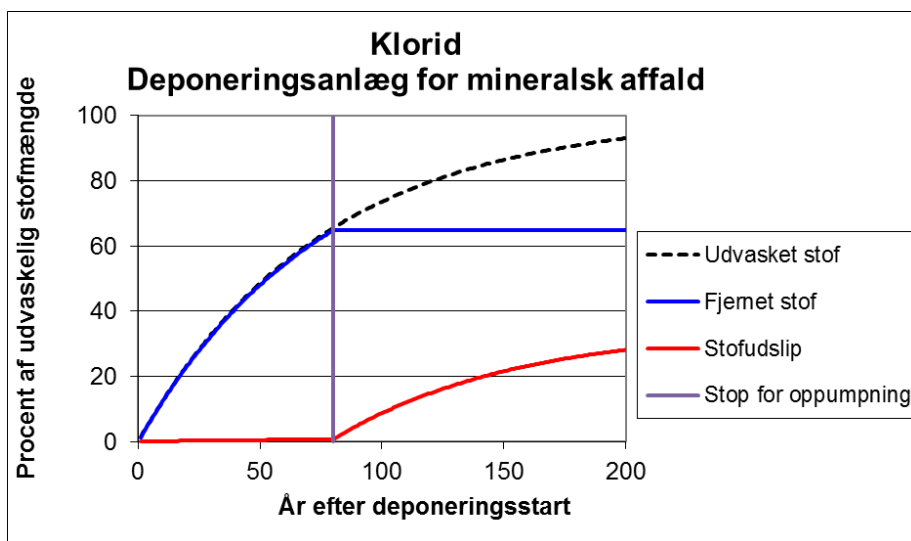
Idet der for klorid er anvendt $\kappa = 0,57 \text{ kg/l}$ og $C_0 = 15000 \text{ mg/l}$ og for barium $\kappa = 0,15$ og $C_0 = 20 \text{ mg/l}$, er der i Tabel 2-4 for de to stoffer for det ovenfor beskrevne deponeringsscenarie foretaget en beregning af den samlede stofudvaskning i procent af den totalt udvaskelige mængde som funktion af tiden over en periode fra $t = 0$ til $t = 200$ år ($= \sum M(t)dt$ for $t = 0$ til $t = 200$ år som funktion af tiden). Tilsvarende er de procentvise mængder af de totale udvaskelige stofmængder i perkolatet, som er henholdsvis opsamlet og fjernet til behandling ("Opsamlet") og udsivet/udledt til omgivelserne som kildestyrke (" Udsivet " $= \sum K(t)dt$ for $t = 0$ til $t = 200$ år), beregnet og angivet som funktion af tiden.

Tabel 2-4 Teoretisk udvaskningsforløb for klorid og barium som funktion af tiden, angivet som udvasket stofmængde samt stofmængder opsamlet med perkolat i opfyldnings- og efterbehandlingsperioderne og stofmængder udsivet/udledt til omgivelserne i procent af de totalt udvaskelige mængder for en deponeringsenhed for mineralsk affald.

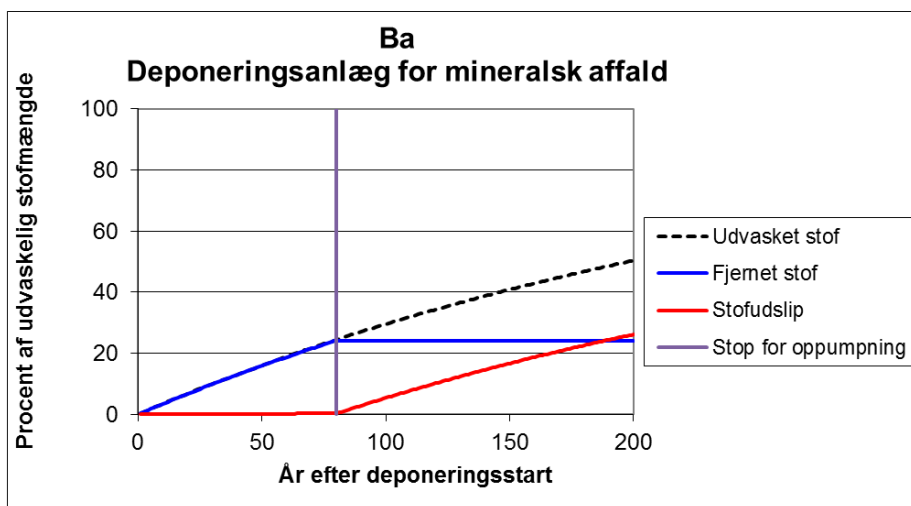
Antal år	Akk. L/S		Klorid			Barium	
	l/kg	Udvasket	Opsamlet	Udslip	Udvasket	Opsamlet	Udslip
		% (w/w)	% (w/w)	% (w/w)	% (w/w)	% (w/w)	% (w/w)
1	0,023	1,3	1,3	0,013	0,35	0,3	0,003
30	0,7	33	33	0,33	10	9,9	0,10
60	1,4	55	54	0,55	19	19	0,19
80	1,9	65	65	0,65	24	24	0,24
100	2,3	74	65	8,7	30	24	5,4
200	4,7	93	65	28	50	24	26

I Figur 2-7 og Figur 2-8 er udvaskningen og fordelingen af henholdsvis klorid og Ba mellem strømmene af opsamlet og fjernet perkolat og udslip med perkolat til omgivelserne (kildestyrke) vist som funktion af tiden.

Af Figur 2-7 fremgår det, at der ved den modelmæssige afslutning af efterbehandlingen (når effekten af bundmembranen efter 80 år antages at forsvinde) er fjernet ca. 65 % af den udvaskelige mængde klorid sammen med det fjernede perkolat. Efter i alt 200 år er yderligere 28 % af den udvaskelige mængde perkolat udsivet/blevet udledt til omgivelserne som en del af kildestyrken. Det fremgår også, at fluxen aftager med tiden (kurven flader ud).



Figur 2-7 Teoretisk udvaskning og fordeling af klorid på strømme.



Figur 2-8 Teoretisk udvaskning og fordeling af barium på strømme.

Af Figur 2-8 ses det, at der ved den modelmæssige afslutning af efterbehandlingen efter 80 år er fjernet ca. 24 % af den udvaskelige barium sammen med det fjernede perkolat. Efter 200 år er yderligere 26 % af den udvaskelige barium blevet tilført omgivelserne som en del af kildesyrken. I modsætning til klorid opfører barium sig, som om udvaskningen er opløselighedskontrolleret, og koncentrationen (og ved konstant perkolatmængde også fluxen) kan forventes at være konstant over en lang periode. I princippet kan koncentrationen bestemmes på grundlag af det styrende opløselighedsprodukt, men der er ikke tilstrækkelig viden om de indgående stoffer og deres variationer over tiden til, at dette kan lade sig gøre i praksis.

2.4 Referencer vedrørende konceptuelle vandbalance- og stoffluxmodeller

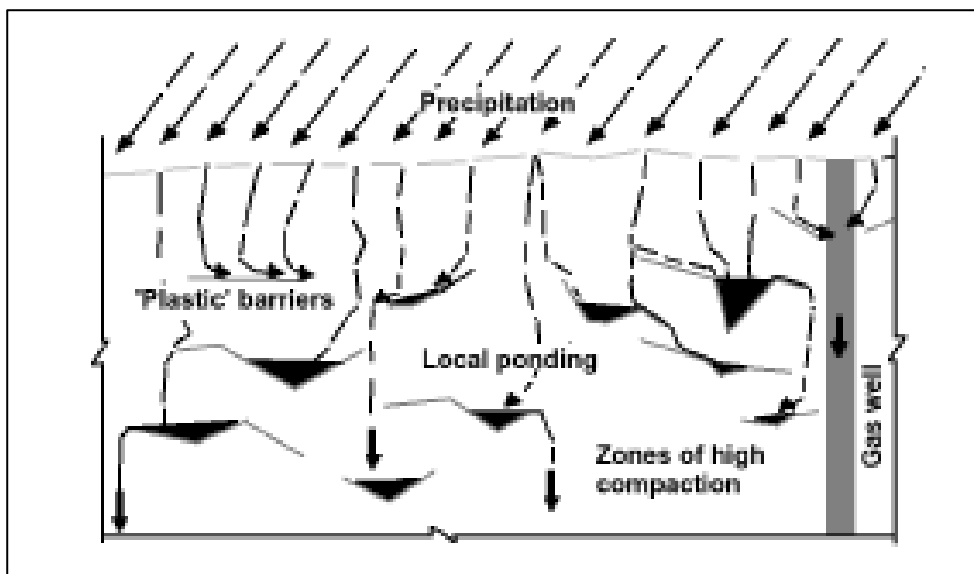
- Hjelmar, O. (1990): Leachate from land disposal of coal fly ash. Waste Management & Research, 8, pp. 429-449.
- Miljøstyrelsen (2009): Håndtering af lettere forurenede jord. Fase 1. Miljøprojekt nr. 1285, 2009. Miljøministeriet, København.

3. Håndtering af heterogent flow i deponeret affald

3.1 Vandstrømning i deponeret affald

For et deponeringsanlæg (kontrolleret) vil gennemstrømningen af nedbør og andet vand, som tilføres anlæggets eller enhedens overflade, normalt ske som umættet strømning fra overfladen ned gennem affaldet mod det installerede dræn- og perkolatopsamlingssystem ved bunden, hvor strømningen bliver mættet. For ukontrollerede lossepladser vil hele den vertikale gennemstrømning være umættet, hvis bunden ligger over grundvandsspejlet, og hvis grundvandet står op i affaldet, vil strømningen i denne del af pladsen være mættet.

Med undtagelse af nogle få affaldstyper, som for eksempel nogle aske på granulær form, har det meste deponerede affald en stærkt heterogen sammensætning, hvor forskellige materialer af forskellig form og størrelse og med forskellige fysiske og kemiske egenskaber er blandet sammen. Dette sammen med ofte anvendte driftstiltag - som kompaktering og daglig eller periodisk afdækning med jord - medfører, at den vertikale gennemstrømning af affaldet generelt må påregnes at være heterogen og præferentiel. Det meget heterogene affald, herunder plast i alle afskygninger, som for eksempel kan findes i blandet affald, kan sammen med kompaktering af lerholdig afdækningsjord medføre horisontal umættet strømning eller opbygning af mindre, lokale "vandpytter" forskellige steder i den ellers umættede del af affaldet. Der findes ikke egentlige metoder til at måle, i hvilket omfang dette sker i deponeringsanlæg og ukontrollerede lossepladser, men der findes adskillige beretninger om observationer af underjordiske søer i deponeringsanlæg og helt tørre dele af selv ældre deponeringsanlæg/lossepladser, se Figur 3-1. Adskillige forskere har forsøgt eller forsøger dels at opstille teoretiske modeller for heterogen strømning i deponeret affald, dels at afprøve eller validere modellerne ved hjælp af de forholdsvis sparsomme datasæt, som findes. I det følgende gives en kort oversigt over noget af det arbejde, som er udført på dette område.

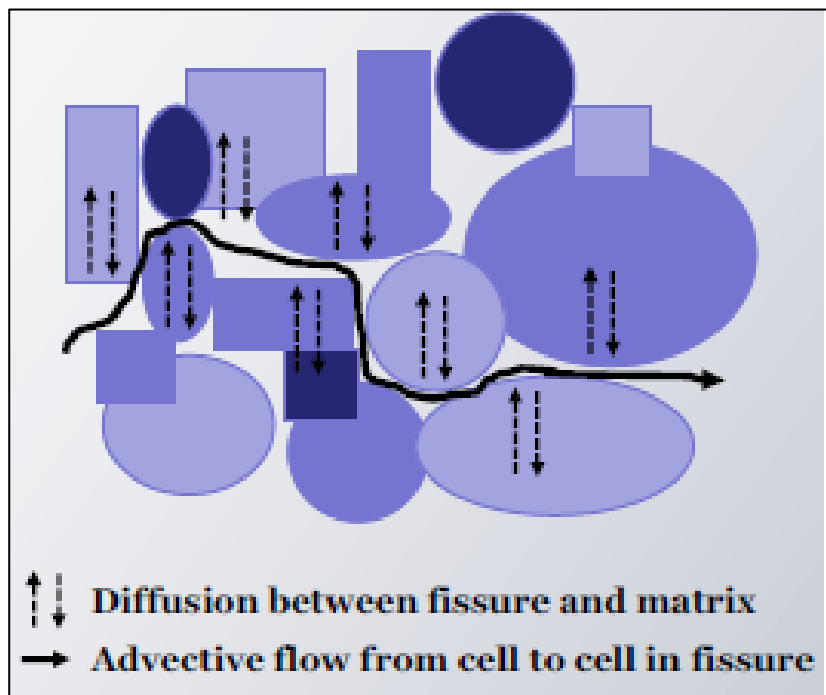


Figur 3-1 Heterogen strømning i deponeret affald (Baviskar & Heimovaara, 2011).

3.2 Modellering af heterogent flow i deponeret affald

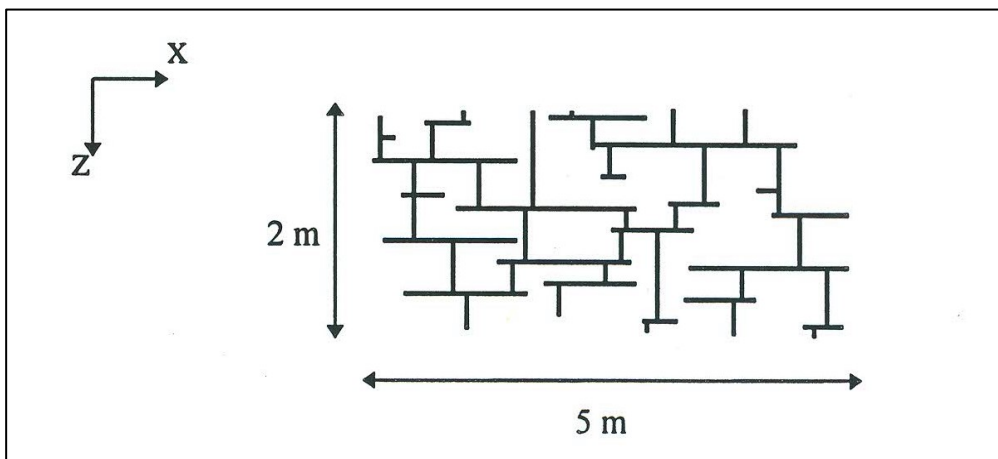
Bengtsson et al. (1993) diskuterede vandbalancer for lossepladser med husholdningsaffald af forskellig alder. De fandt, at det kan tage flere år, inden lossepladsen har opnået vandmætning svarende til "markkapacitet"; altså hvor yderligere vandtilførsel vil medføre afstrømning. De yngre lossepladser, der er observeret, havde mindre perkolatdannelse, men også tegn på heterogent flow. De ældre lossepladser havde mere jævn perkolatdannelse og mindre tegn på heterogent flow. Med alderen og nedbrydning af organisk stof kan lossepladsen "falde sammen" og lukke for makropore-strømning.

Beaven et al. (2005) opstillede modeller, hvor affaldet blev betragtet som "kugler", hvori der ikke er nogen strømning, men hvor kuglerne ved diffusion afgiver stof til det vand, der strømmer forbi i sprækkerne, se Figur 3-2. Strømningen i sprækkerne er mættet strømning, som regnes som stationær. Med de anvendte forenklinger kunne det opstillede analytiske formelsæt løses ved Laplace-transformation. Modellen blev afprøvet i forskellige former på forbrændingsslagge dels i et lysimeter, dels på et af deponierne i Vestskoven. Også CMR-modellen (continuously mixed reactor) blev afprøvet. Modellerne kunne for lysimeteret fittes med op til 97% confidens (CMR 94%). For Vestskovs-dataene kunne der ikke etableres en lige så god tilpasning.



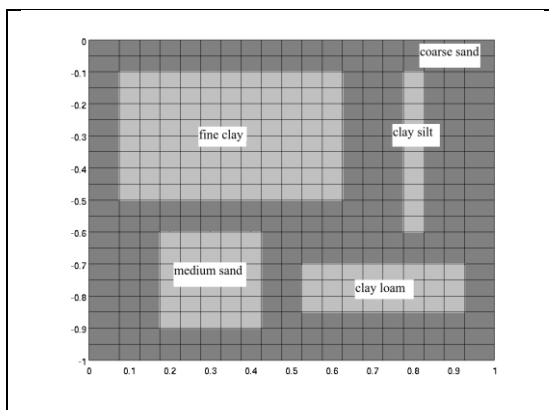
Figur 3-2 Konceptuel model. Beaven (2014).

Bendz et al. (1998) diskuterede brugen af en kinematisk bølgetilnærmelse for umættet og mættet strømning under antagelse af et system af forbundne horisontale og vertikale sprækker omkring blokke, hvor der ikke sker vertikal strømning i affaldet (se Figur 3-3). I sprækkerne bevæger vandet sig som krybende strømning på fladerne, styret af tyngdekraften. Kapillærkræfter anses for at være uden betydning. Der blev opstillet en to-parameter-funktion, hvor strømningen til en vis grad får egenskaber til fælles med overfladestrømning, f.eks. Mannings formel, hvor $a = 5/3$. Modellen blev afprøvet på en $3\frac{1}{2} \text{ m}^3$ testcelle med husholdningsaffald, der havde været nedgravet i den mættede zone i 22 år. Kalibreringen antyder, at kun en begrænset del af strømningen sker som krybende strømning med fri overflade. Det anføres, at modellen burde udvides til at medtage rumlig variabilitet.

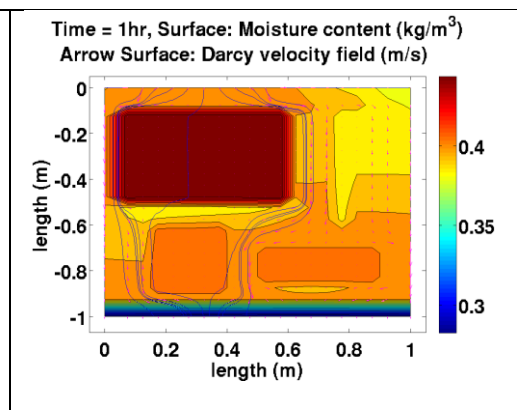


Figur 3-3 Strømning i sprækker. Bendz et al. (1998).

Shirishkuma et al. (2014) valgte at undersøge heterogen strømning i jord ved at opstille Richards ligning for flow³ og et "marker-in-cell"-skema for stoftransporten for en række jordtyper, hvor van Genuchten's parametre for retentionskurverne er kendte⁴. Der opstilledes ligningssæt for en vertikal 2D-model, som derefter løstes ved hjælp af Matlab⁵. I forskellige tænkte vertikale snit med jordtyperne indlagdes forskellige impermeable lag, f.eks. plastik. Modelberegninger viste, at der specielt ved varierende infiltration opstår ponding ("vandpytter") inde i jordprofilen samt ustabil strømning, der kan føre til kanalisering af flowet (se eksempel i Figur 3-4 og Figur 3-5). Dette kan antyde, at recirkulering af perkolat ikke nødvendigvis er optimalt. Det anses for urealistisk deterministisk at modellere lossepladser med husholdningsaffald, da sammensætningen ikke er kendt.



Figur 3-4 Modelforudsætninger (jord). Fra Shirishkuma & Heimovaara (2014).



Figur 3-5 Resultater (Shirishkuma & Heimovaara, 2014).

$$^3 \frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right]$$

⁴ Estimeres typisk ud fra kendskab til jordens vandindhold og grundvandspotentialet

⁵ Som er et beregningsprogram til løsning af komplekse ligninger i matematisk, fysisk og teknisk sammenhæng

Huber R. et al (2004) udarbejdede vand- og stofbalancer for et stort testdeponeringsanlæg for husholdningsaffald, som blev bygget i 1987-89 ved Wien. Deponeringsanlægget er opdelt i 3 etaper med forskellige typer toplag. Perkolatet er monitoreret i hele perioden frem til 2002, og i 2001 til 2002 blev der foretaget målinger hver fjortende dag. Gasopsamlingen stoppede i 1991. Evapotranspirationen, som var mindst for etaperne dækket af grus og humus, udgjorde en stor forskel mellem etaperne i vandbalancerne. Balancerne viste, at efter 15 år var 12 % af det organiske kulstof fjernet med gassen og 1 % med perkolatet. For N, Cl, Na og S var 1½-4 % udvasket, og for alle andre undersøgte stoffer mindre end 1 %.

De fandt, at øget gennemsvivning ikke øgede udvaskningen, måske fordi øget flow medfører større omfang af heterogent flow. Målefrekvensen med målinger hver anden uge viste sig at være for lille til en nærmere vurdering af strømningsforholdene ved varierende infiltration. HYDRUS-2D modellen, der kan håndtere dobbeltporøs strømning, blev bl.a. brugt til at tolke resultater af tracer-forsøg. Fellner (2004) fortsatte arbejdet med HYDRUS-2D i sin disputats fra 2004.

Fellner & Brunner (2010) argumenterer med henvisning til adskillige andre undersøgelser end ovenstående for, at strømning i lossepladser med husholdningsaffald sker som 2-domæne-strømning (heterogen strømning) med langsom strømning i matricen og hurtig strømning i sprækker/kanaler. Videre argumenteres der for, at denne form for strømning i affaldet ikke er analog med heterogen strømning i jord, hvor omfanget af heterogen strømning bliver mindre med dybden, mens den øges med dybden i affaldet. Strømning i matricen sker for en stor del horisontalt, især tættest mod terræn, hen mod vertikale kanaler. Med udgangspunkt i ovenstående var det overvejet at opstille en model med horisontale vandrette, næsten impermeable lag (plastik, komprimeret jord, etc.), men man vil meget sjældent have viden om lokaliseringen af sådanne (Figur 3-6). I stedet blev der opstillet en model med en ("virtuel") horisontal sugning af vand hen mod kanalerne (analogt til den vertikale kapillare sugning ved terræn i matricen), se Figur 3-7. Denne virtuelle sugning sættes størst nær terræn og lineært aftagende mod bunden af lossepladsen. En sådan model kan numerisk opsættes i HYDRUS-2D-programmet, og dette er gjort for en losseplads nær Wien, hvor den er kalibreret og kørt med godt resultat. Resultaterne viste:

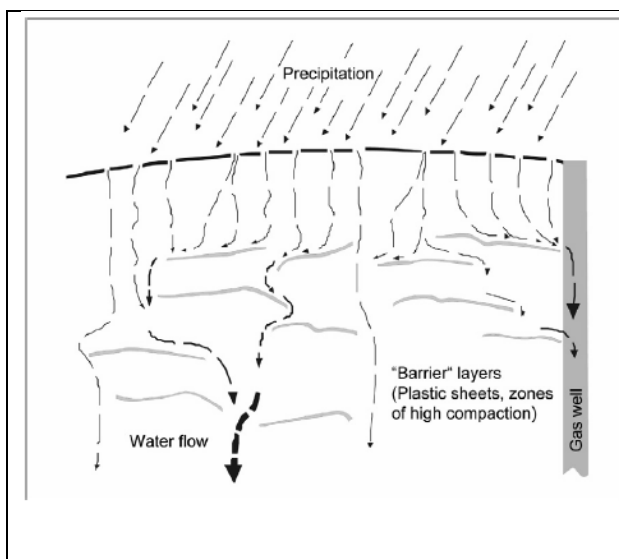
Mættet hydraulisk ledningsevne:

- Matrix: 1.2×10^{-6} m/s
- Kanaler: 3.5×10^{-3} m/s

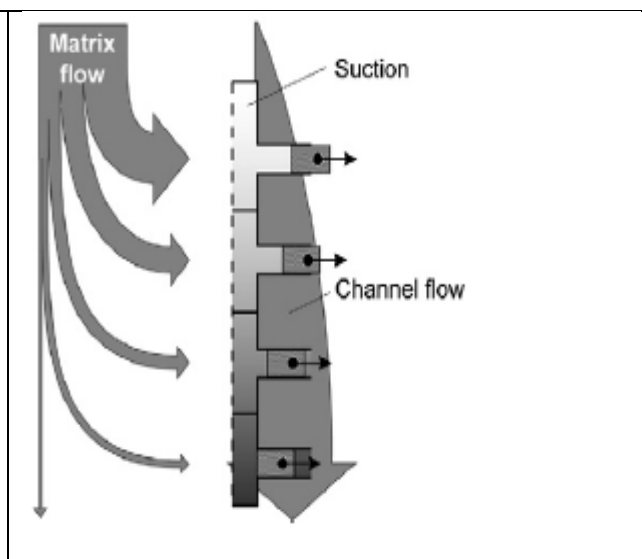
Mættet volumen:

- Matrix: 50 %
- Kanaler: 1 %

HYDRUS-2D kan også håndtere stoftransport, men dette er ikke medtaget her og ville nok kræve nye overvejelser.



Figur 3-6 Strømningskoncept (Fellner og Brunner, 2010).



Figur 3-7 HYDRUS-2D model (Fellner og Brunner, 2010).

Tre 10-årige pilotundersøgelser på deponeringsanlæggene Braambergen, Wieringermeer og De Kragge II i Holland er ved at blive igangsat. Der vil blive anvendt forskellige kombinationer af beluftning og recirkulering af perkolat. På De Kragge II vil der blive målt perkolatmængder hvert 15. minut, ligeledes ledningsevne og temperatur, mens andre parametre måles hver anden uge, hver måned eller med to måneders intervaller. Der er også planlagt tracer-forsøg med videre (Heimovaara, 2016).

I det hollandske projekt planlægger man 1) at kunne beregne vandbalancen og perkolatdannelsen, 2) at kunne beregne transport af inert stof, f.eks. klorid, i affaldet og 3) at kunne beregne transport af reaktive stoffer i affaldet. Foreløbig går det godt med de første trin, hvor vandbalancen stemmer godt, og resultaterne for klorid også ser fornuftige ud (Turnhout og Heimovaara, 2016). Der kræves dog mange data i den indledende fase for at kalibrere modellen. Vandbalancemodellen skal opstilles specifikt for hver plads.

Comans et al. (2014), der også har lavet en vurdering af heterogen strømning finder, at heterogen strømning har stor betydning for gennembruddet af stoffer ved POC i grundvandet. Der fandtes ikke nogen speciel model, som er særligt egnet til beskrivelse af heterogent flow under de givne omstændigheder.

Krishna et al. (2009) undersøgte mættet hydraulisk ledningsevne af husholdningsaffald. Nyt og gammelt affald undersøgte med 3 metoder: Triaxialapparat samt lille (ø63mm) og stort (ø300 mm) permeameter. Målingerne er foretaget under forskellige tryk. Ledningsevne-værdierne målt med triaxialapparatet er meget lavere end værdierne målt med permeametrene og virker ikke realistiske.

3.3 Vurdering og anbefalinger vedrørende heterogent flow

Af det ovenstående fremgår det, at det må forventes, at den vertikale transport af infiltrerende vand gennem affaldet i deponeringsanlæg og ukontrollerede lossepladser i mange tilfælde vil ske som heterogen strømning, og at dette vil påvirke beskrivelsen af stofudvaskningen som funktion af L/S. Det fremgår ligeledes, at modellering af den heterogene strømning og koblingen

mellem denne og stofudvaskningen fortsat er på forskningsstadiet og derfor ikke kan siges at være state-of-the-art. Endvidere synes det gennemgåede materiale at indikere, at en nogenlunde præcis modellering af den heterogene strømning kræver, at der gennemføres en modelopsætning for hvert enkelt deponeringsanlæg, og forudsætter en mængde og kvalitet af data til kalibrering af modellen i den indledende fase, som pt. ikke findes for noget deponeringsanlæg eller nogen ukontrolleret losseplads i Danmark.

På længere sigt kan der formentlig være muligheder i den model, som Delft Universitet er ved at udvikle, omend det er en ulempe, at det kræver mange data, hvis modellen skal kalibreres på det enkelte deponeringsanlæg eller den enkelte losseplads. Endvidere er løsningen baseret på anvendelse af Matlab, som er ret kostbar at anskaffe.

Anvendelse af HYDROS-2D-programmet ser lovende ud, hvis det viser sig, at forholdene omkring stoftransporten også kan inkluderes i den "virtuelle" model (Fellner og Brunner, 2010).

På grundlag af den gennemgåede litteratur er det vores opfattelse, at perkolatdannelsen og strømmingen gennem affaldet formentlig generelt kan beskrives ved en model, der ud over meteorologiske data og data for toplaget alene indeholder 3-5 parametre til karakterisering af det heterogene flow som dobbeltmatrix-flow. Koblingen med perkolatkvaliteten skal så ske gennem en kalibrering med de observerede målinger eller andre udvaskningsdata for det deponerede affald og de beregnede L/S-værdier.

Dannelsen og strømmingen af vand/perkolat gennem det deponerede affald kunne således forsøges beskrevet ved hjælp af en "blackboks"-model, hvor infiltrationen gennem toplaget beskrives som skitseret i kapitel 2, og strømmingen gennem affaldet beskrives ved hjælp af tre parametre: Volumen af affald, der har hurtig gennemstrømning, samt strømningshastigheder/tidskonstanter for matricen og for kanalerne/sprækkerne. Dette kræver, at der opnås adgang til datasæt med beskrivelse af det pågældende deponeringsanlæg, samt hyppige målinger af alle flowkomponenter for et anlæg, der kan antages at være "typisk".

Hvad angår stofudvaskningen, kunne der ligeledes anvendes en "blackboks"-model baseret på CSTR-model⁶, som også er anvendt ved fastsættelse af acceptkriterier for deponering i EU og Danmark, men jf. Beaven et al. (2005) med aftagende afhængighed af L/S som for eksempel:

$$C = C_0 \times e^{-\kappa \times (L/S) \times e^{-\frac{L}{S}}} \text{ eller lignende}$$

hvor:

C og C₀ er koncentrationer,

L/S er væske/faststofforhold, og

κ (kappa) er en stofparameter (se kapitel 2.3.2).

Der kunne også ses nærmere på den tilsvarende simple model, der er skitseret for De Kragge II (Vereniging Afvalbedrijf, 2015).

Det foreslås, at nogle af de simplificerede modeller af denne karakter i Fase 2 afprøves på nogle af de data vedrørende mængde og kvalitet af perkolat fra deponeringsanlæg, som er indsamlet/estimeret, og at der på baggrund af resultaterne – hvis dette viser sig realistisk – opstilles

⁶ CSTR = Continuous stirred tank reaktor, altså fuld opblanding

konkrete forslag til, om og hvordan det er muligt i praksis at tage hensyn til heterogen strømning i kildestyrkedelen af risikovurderingsværktøjet.

3.4 Referencer vedrørende heterogent flow

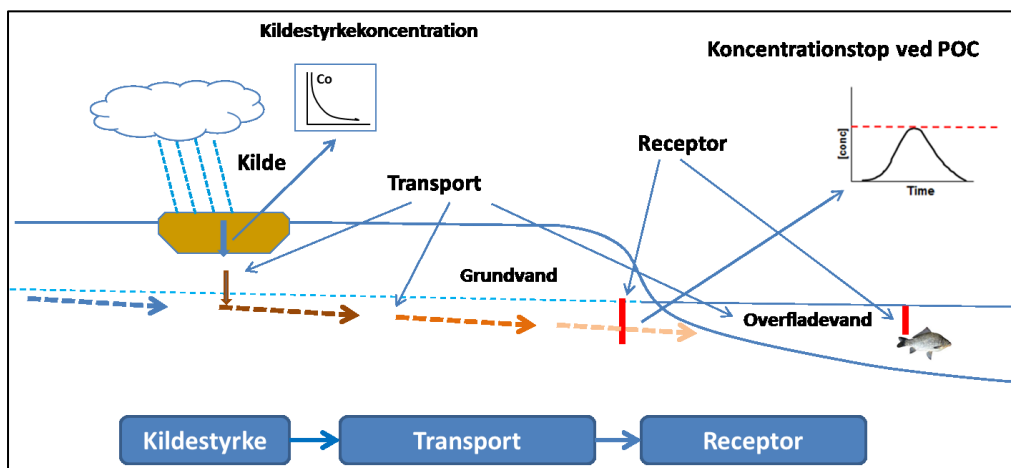
- Baviskar, S., Heimovaara, T. (2014): Addressing Preferential Flow in Landfills by Finite Difference and Marker-in-cell Method. Proceedings of the International Conference on Heat Transfer and Fluid Flow. Prague, Czech Republic, August 11-12, 2014. Paper No. 127.
- Beaven, R.P. (2014): Strategies for removing the non-degradable pollution load from landfills – insights from the laboratory, field scale trials and modelling. Presentation to DepoNet meeting, Odense Nord Landfill, Odense, Denmark.
- Beaven, R.P., Woodman, N., Barker, J.A. (2005): End-member flushing models for 'saturated' waste. Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 3 - 7 October 2005. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.
- Bendz, D., Singh, V.P., Rosqvist, H., Bengtsson, L. (1998): Kinematic wave model for water movement in municipal solid waste. WATER RESOURCES RESEARCH, VOL. 34, NO. 11, PAGES 2963-2970, NOVEMBER 1998.
- Bengtsson, L., Bendz, D., Hogland, W., Rosqvist, H., Åkesson, M. (1994). Water balance for landfills of different age. Journal of Hydrology 158 (1994) 203-217.
- Comans, R.N.J. (ECN), Dijkstra, J.J. (ECN), Meeussen, J.C.L. (ECN), Groenenberg, J.E. (Alterra), Spijker, J. (RIVM) (2014): Uitloog- en transportmodellen. Inventarisatie van bodemproceskennis in relatie tot gevoeligheden en onzekerheden in modellen voor uitlogging en reactief transport van stoffen in de bodem.
- Fellner, J. (2004): A New Method for Modeling Water Flow and Water Storage in Municipal Solid Waste Landfills. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft 226. Eingereicht an der Technischen Universität. Wien. Fakultät für Bauingenieurwesen.
- Fellner, J., Brunner, P.H. (2010): Modeling of leachate generation from MSW landfills by a 2-dimensional 2-domain approach. Waste Management 30 (2010) 2084–2095.
- Heimovaara, T. (2016): Implementation of Sustainable Aftercare of Landfills. Concepts and approach for the three pilot projects. Presented at Landfill Aftercare Forum, Priory Rooms, Birmingham, UK on 9 June 2016.
- Huber, R., Fellner, J., Doeberl, G., Brunner, P.H. (2004): Water Flows of MSW Landfills and Implications for Long-Term Emissions, Journal of Environmental Science and Health, Part A, 39:4, 885-900, DOI: 10.1081/ESE-120028400
- Krishna, R. R.; Hettiarachchi, H., Parakalla, N.; Gangathulasi J.; Bogner, J.; Lagier, T. (2009): Hydraulic Conductivity of MSW in Landfills. J. Environ. Eng., 2009, 135(8): 677-683.
- Van Turnhout, A.G., Heimovaara, T.J. (2016): Method to quantify and predict the emission potential/source term of municipal solid waste landfills. Præsentation på DepoNet-møde i Lyngby den 4. maj 2016.
- Vereniging Afvalbedrijven (2015): Project plan Sustainable Landfill Management, De Kragge 2.

4. Relevant tidshorisont for risikovurdering ved deponering af affald

4.1 Tidshorisontens rolle i risikovurderingen

Formålet med dette kapitel er at belyse tidsperspektivet i risikovurderingen, dvs. hvor lang en periode modelleringen af kildestyrke og stoftransport bør dække, for at vurderingen kan anses for retvisende og forsvarlig, og hvilken rolle valget af referencepunkt (POC) spiller i denne sammenhæng. For et givet stof og et givet deponeringsscenarie vil længden af det modellerede tidsforløb og afstanden til det nedstrøms placerede POC være afgørende for, om den forventede maksimale koncentration ("koncentrationstoppen") for stoffet i grundvand eller overfladevand ved POC vil fremkomme, inden modelleringen afsluttes. Hvis toppen ikke medtages i modelleringen, risikerer man at undervurdere den potentielle fremtidige påvirkning af grundvandet/overfladevandet. Omvendt kan det for nogle stoffer tage så lang tid at nå frem til et givet POC, at det måske alene derfor er uinteressant. Da der er stor forskel på den hastighed, hvormed forskellige stoffer udledt med perkolat bevæger sig mod POC, indgår tidshorisonten for stofudledning og stoftransport samt modelleringstiden også i valget af stoffer, som bør indgå i en risikovurdering ved et deponeringsanlæg eller en losseplads (se Figur 4-1).

Den tid, der går, fra perkolatet fra et deponeringsanlæg begynder at sive ud i det omgivende miljø, til den maksimale koncentration af et givet stof i perkolatet kan forventes at optræde i grundvand eller overfladevand ved et nedstrøms POC, kan både generelt og sammen med de specifikke lokale forhold have indflydelse på, om stoffet vil være interessant i forhold til risikovurderingen og på, hvor lang en tidsperiode, risikovurderingen bør dække. I det omfang, der foreligger brugbare informationer, er det i det følgende hensigten at belyse den indflydelse, som afstanden til POC, tykkelsen af en eventuel umættet zone under et deponeringsanlæg, højden af et deponeringsanlæg og infiltrationen af nedbør gennem affaldet/mængden af perkolat sammen med udvaskningshastigheden (udtrykt som en κ -værdi) og sorptionsegenskaberne (udtrykt som en K_d -værdi) for et givet stof kan have på tidsforløbet fra deponeringsstart, til en koncentrationstop kan forventes at optræde i nedstrøms grundvand ved POC (se Figur 4-1).



Figur 4-1 Oversigt over hele risikovurderingssituationen fra kilde til koncentration-stop ved POC.

Det skal bemærkes, at kilderne til konkrete oplysninger vedrørende tidshorisonten for en perkolatpåvirkning af et referencepunkt (POC) er begrænsede, og ifølge sagens natur næsten alle bygger på modelberegninger, inklusive forudsætningerne for disse. De tidsrammer, som beregnes/estimeres i denne sammenhæng, bør betragtes som estimater, der kan anvendes til at anskueliggøre størrelsesordenen af de tidsforløb, som vil kunne forventes i forbindelse med gennemførelse af risikovurderinger ved deponering af affald, snarere end som konkrete tidsangivelser. Desuden findes der i øjeblikket kun beregninger for et begrænset antal stoffer/stofgrupper, nemlig dem, for hvilke der er opstillet udvaskningsbaserede modtagekriterier (samt nogle få andre). Det må dog samtidig anføres, at det kildestyrke- og risikoestimeringsværktøj, som udvikles i dette projekt, dels er baseret på en bred fælles forståelse af de betydende mekanismer og faktorer og på de bedste tilgængelige data, dels i sig selv kan forventes at tilvejebringe bedre data og mindre usikkerhed på estimaterne, efterhånden som værktøjet bliver anvendt i praksis. Især vil den fremtidige produktion af bedre monitoringsdata, som eksistensen af værktøjet forhåbentlig vil medføre, kunne betyde, at de usikkerheder, som er forbundet med kildestyrkeestimerne, vil blive reduceret væsentligt.

4.2 Kilder til informationer om tidsforløbet

Hovedkilden til oplysningerne i dette kapitel er en ikke-publiceret undersøgelse udført for Miljøstyrelsen (Hansen & Hjelm, 2012), hvor der er gennemført en række scenarieberegninger for deponeringsanlæg for inert, mineralsk og farligt affald under forskellige forhold. Undersøgelsen, der er nærmere omtalt i Bilag 3.1, omfatter blandt andet beregninger af påvirkningen af grundvandskvaliteten nedstrøms for en deponeringsenhed for mineralsk affald ved POC i afstandene 6 m, 100 m og 200 m fra deponeringsanlæggets nedstrøms kant. Bemærk, at udslippet gennem bunden de første 80 år er forudsat kun at udgøre 1 % af det dannede perkolat (resten opsamles og fjernes). Derefter øges udsivningen af perkolat (modelmæssigt) brat til den fulde infiltration (350 mm), hvor den forbliver. Perkolatkoncentrationen beskrives som funktion af L/S ved hjælp af κ -værdier (eksponentielt aftagende koncentrationer). Der er anvendt generiske κ -værdier for de enkelte stoffer, dvs. de er antaget at være uafhængige af affaldstypen. Principperne i beregningsmetoden svarer til de overordnede principper for metodeudviklingen i det nærværende projekt. Transportdelen af beregningerne blev gennemført ved hjælp af en numerisk 3D stoftransportmodel, hvor stoftilbageholdelse i jord og grundvandsmagasin blev beskrevet ved hjælp af fordelingskoefficienter (K_d -værdier). Det skal bemærkes, at de enkelte stoffer modelmæssigt alene adskiller sig fra hinanden ved en kombination af κ (kappa) og K_d . Beregningerne er gennemført under den modelmæssige forudsætning, at deponeringsenheden er fyldt op fra dag 1, og der er derfor ikke taget hensyn til, at opfyldningen i driftsperioden altid vil være sket gradvis over en årrække.

En anden informationskilde, hvorfra der er hentet nogle beregningsresultater, er Miljøprojekt nr. 1731 (Miljøstyrelsen, 2015), hvori der bl.a. findes scenariebaserede beregninger af påvirkning af grundvandskvaliteten nedstrøms for en 100 m x 100 m plads med et 30 cm tykt lag af knust asfalt ved POC i afstandene 0 m, 10 m, 30 m og 100 m fra pladsens nedstrøms kant. Perkolatkoncentrationen beskrives også her som funktion af L/S ved hjælp af κ -værdier, som dog er beregnet specielt for knust asfalt. Transportdelen af beregningerne blev gennemført ved hjælp af en numerisk 3D stoftransportmodel, hvor stoftilbageholdelse i jord og grundvandsmagasin blev beskrevet ved hjælp af K_d -værdier. Den samlede metodologi (se Figur 4-1) og scenarierne

for transportdelens vedkommende stort er set identiske med de i Hansen & Hjelmar (2012) beskrevne, og det vurderes derfor at være rimeligt at sammenligne og anvende resultaterne af begge i denne sammenhæng, selv om de udvaskede materialer og fyldhøjderne er helt forskellige.

4.3 Tidsforløb for fremkomst af koncentrationstop ved POC

For de uorganiske stoffer, der indgår i udvaskningskriterierne i deponeringsbekendtgørelsen, er det maksimale koncentrationsniveau ved POC = 100 m, som er nået efter henholdsvis 100 år, 300 år 500 år og 1000 år vist i Tabel 4-1 for det deponeringsscenarie, der i kapitel 4.2 er beskrevet for mineralsk affald (Hansen og Hjelmar, 2012). De første 80 år, hvor perkolatet opsamles og fjernes, indgår ikke i de beregnede og viste tider, og antal år er således regnet fra det tidspunkt, hvor perkolat fra anlægget løber ud af anlægget, enten gennem membranen eller ud over membranens kant.

Tabel 4-1 Beregninger for et mineralsk affaldsdeponeringsscenarie af det højeste koncentrationsniveau, der vil forekomme ved POC, og hvornår det vil forekomme, efter at membranen er ophørt med at fungere (modelmæssigt sat til 80 års efter etableringen). POC er placeret i grundvandet 100 m nedstrøms fra kanten af deponeringsenheden. Tykkelsen af den umættede zone er 2 m. Hvis topniveauet er nået til et givet tidspunkt (eller mellem dette og det foregående tidspunkt), er niveauet angivet med fed rød skrift. Koncentrationerne er angivet relativt til en kildestyrke på 1,0.

Stof	Tid til top År	Top	C 100 år	C 300 år	C 500 år	C 1000 år
As	540	0,24	0,0000	0,0001	0,14	0,24
Ba	347	0,12	0,0000	0,022	0,12	
Cd	436	0,031	0,0000	0,0001	0,031	
Cr tot	540	0,091	0,0000	0,0000	0,050	0,091
Cu	2020	0,021	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Hg	519	0,21	0,0000	0,0001	0,13	0,17
Mo	345	0,059	0,0000	0,0074	0,059	
Ni	457	0,065	0,0000	0,0001	0,064	
Pb	2020	0,022	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Sb	187	0,15	0,0000	0,15		
Se	126	0,079	0,0000	0,079		
Zn	457	0,065	0,0000	0,0001	0,065	
Klorid	3	0,17	0,17			
Fluorid	57	0,13	0,000	0,13		
Sulfat	3	0,13	0,13			
DOC	4	0,088	0,088			

For Cu og Pb fremkommer maksimalværdierne ("toppen" på kurven for koncentrationen i grundvandet ved POC vs. tiden) ved POC = 100 m under de givne omstændigheder først efter mere end 2000 år efter udsivningens start.

Det ses, at alle de andre uorganiske stoffer, som er undersøgt, topper ved POC = 100 m indenfor 540 år efter første udsivning – og kun for As, Cr-tot og Hg vil perioden overstige 500 år. Alle stoffer, som havde Kd-værdier større end 100 kg/l, blev af hensyn til regnetiden tildelt Kd-værdien 100 kg/l (jo større Kd, jo langsommere transport og jo længere modelregnetid til toppen er nået). Det skal dog bemærkes, at transporten af Cu kan blive væsentligt hurtigere pga. kompleksdannelse, hvis der er et væsentligt indhold af DOC i perkolatet.

Beregningerne kan ikke i sig selv sige noget om, hvorvidt der vil ske en overskridelse af de relevante kvalitetskriterier, når den maksimale koncentration når POC, men kun noget om dens relative størrelse i forhold til koncentrationen i perkolatet, og tidspunktet hvornår denne forekommer betinget af de i beregningerne anvendte Kd-værdier for de pågældende stoffer, se Tabel 4-2.

I Tabel 4-2 ses en sammenligning mellem den tid, det tager, inden perkolatoppen når frem til henholdsvis POC = 6 m, 100 m og 200 m. De 80 år med (næsten) intakt membran og perkolatopsamling er ligesom ovenfor fratrasket, og beregningerne omfatter også en række organiske stoffer.

Af Tabel 4-2 fremgår det blandt andet, at transporten gennem den umættede zone udgør en betydelig del af den samlede tid, det tager, inden koncentrationstoppen fremkommer ved POC i de forskellige afstande fra deponeringsanlægget. Grundvandets strømningshastighed er antaget at være 100 m/år. Denne grundvandshastighed ligger i den mellem til høje ende for typiske hastigheder i Danmark, hvorfor de anførte tider godt kan være længere på konkrete lokaliteter. Tilsvarende er nogle af de i Tabel 4-2 anførte Kd-værdier lave i forhold til niveauer observeret i feltet i perkolfaner, se f.eks. Tabel 5-17, hvilket også kan forlænge tiderne til maksimal koncentration ved POC.

Tabel 4-2 Sammenligning af den tid, som det tager for koncentrationen af en række stoffer at nå det maksimale niveau (koncentrationstop) ved POC i forskellig afstand fra deponeringsanlæggets nedstrøms kant.

Stof	κ kg/l	Kd l/kg	POC = 6 m År til top	POC = 100 m År til top	POC = 200 m År til top
As	0,03	20	430	540	633
Ba	0,15	14	147	347	412
Cd	0,50	20	327	436	531
Cr tot	0,18	23	412	540	648
Cu	0,28	100	1490	2020	2477
Hg	0,05	20	409	519	616
Mo	0,35	15	263	345	415
Ni	0,29	20	348	457	552
Pb	0,27	100	1490	2020	2482
Sb	0,11	7	147	187	220
Se	0,38	5	98	126	150
Zn	0,28	20	348	457	552
Klorid	0,57	0	2	3	4
Fluorid	0,22	2	46	57	67
Sulfat	0,33	0	2	3	4
DOC	0,17	0	3	4	5
Benzen	1,2	0,02	2	3	4

Stof	κ kg/l	Kd l/kg	POC = 6 m År til top	POC = 100 m År til top	POC = 200 m År til top
Toluen	0,34	0,1	4	6	7
Xylen	0,14	0,2	8	10	11
Naphthalen	0,073	0,5	15	19	22
Fluoranthen	0,00086	40	1016	1227	1490
PCB 28	0,00033	100 ^a	2456	3515	5013
Phenol	3,4	0,005	1	83	84
2-chlorphenol	0,0015	0,028	2	83	83
Pentachlorphenol	1,0	12	320	464	520

De fleste af de organiske stoffer i tabellen synes at bevæge sig med nogenlunde samme hastighed som for eksempel klorid og sulfat. Dog tager det omkring 1000 år for koncentrationstoppen for fluoranthen at nå POC = 6 m og dernæst yderligere ca. 500 år at nå POC = 200 m, mens det for PCB 28 tager ca. 2500 år for toppen at nå POC = 6 m og yderligere 2500 år at nå POC = 200 m. Også for disse stoffer ses passagen gennem de 2 meter umættet zone, som er antaget at have en hydraulisk ledningsevne på 10^{-7} m/s, at tage en stor del af den samlede transporttid til POC til POC = 100 m og POC = 200 m.

Ved et forløb på over 1000 år vil de fleste organiske stoffer, herunder også fluoranthen, blive delvist nedbrudt til et niveau væsentligt under kvalitetskriteriet, selv under delvis anaerobe forhold. PCB 28 tilhører gruppen af persistente organiske stoffer, og vil næppe nedbrydes i væsentligt omfang. Ved de anlæg, hvor der er målt for PCB i perkolatet, er der dog sjældent målt over detektionsgrænsen.

Ved vurdering af resultaterne af transportberegningerne bør det bemærkes, at ved tilstedeværelse af organisk stof i perkolatet, (f.eks. målt som DOC), kan nogle af metallerne danne komplekser med disse, som er mere mobile end de frie metalioner. Det er blandt andet beskrevet i (Hansen, 1999), hvor det er konstateret, at Cu i en perkolatforurennet sandet akvifer ved pH = 7,5 kan bevæge sig med hastigheder i størrelsesordenen 30 % af grundvandshastigheden. Det er der ikke taget hensyn til i de viste beregninger. Antages en relativ stofhastighed for Cu på 30 % vil det betyde, at stofhastigheden er i størrelsesordenen 150 gange større end ved den i Tabel 4-2 forudsatte Kd værdi, hvilket betyde et gennembrud for Cu efter 10 år. Dette er dog næppe sandsynligt for ret mange lokaliteter, men det kan derfor ikke afvises, at de viste resultater for Cu overvurderer den tid, som det tager for koncentrationstoppen at nå frem til POC, hvis perkolatet har et signifikant indhold af DOC.

I Tabel 4-3 ses resultaterne af beregninger af den tid, det tager, inden der for de undersøgte stoffer observeres en koncentrationstop i det nedstrøms grundvand ved POC i afstandene 0 m (ved den nedstrøms kant), 10 m, 30 m og 100 m for den i kapitel 4.2 beskrevne plads belagt med et 30 cm tykt lag knust asfalt-aggregat og med en 1 m tyk umættet zone. Også her bemærkes det, at det typisk tager længere tid for stofferne at passere gennem den 1 meter tykke umættede zone og "toppe" ved kanten af pladsen (POC = 0 m), end det efterfølgende tager at nå frem til POC = 100 m og toppe der.

For de fleste af de i Tabel 4-3 viste stoffer tager det med de givne forudsætninger mellem 2 og 250 år at "toppe" ved POC = 100 m, men for nogle få af de undersøgte stoffer, herunder Cu (som dog som nævnt ved kompleksering med DOC kan blive mere mobilt), Pb, decan og pentadecan, tager det over 1000 år, og fra 765 år til 4300 år blot at toppe ved kanten af pladsen. For fluoranthen tager det henholdsvis 308 år og 540 år at toppe ved POC = 0 m og 100 m.

For de tunge kulbrinter og fluoranthen må det dog som også nævnt ovenfor forventes, at der er sket en delvis nedbrydning af stofferne undervejs. Det fremgår af tabellen, at for distancer til POC på op til i hvert fald 30 m er tilstedeværelsen (og tykkelsen på 1 m) af den umættede zone dominerende for den tid, det tager at nå koncentrationstoppen ved POC.

Tabel 4-3 Resultater af modelberegninger af tidspunktet for fremkomsten af en koncentrationstop i grundvandet i forskellige afstande nedstrøms for en plads med 30 cm knust asfalt-aggregat som følge af stofudvaskning fra pladsen.

Stof	POC = 0 m Tidspunkt for top (år)	POC = 10 m Tidspunkt for top (år)	POC = 30 m Tidspunkt for top (år)	POC = 100 m Tidspunkt for top (år)
As	138	147	163	218
Ba	109	118	135	191
Cd	115	119	129	179
Cr(tot)	157	167	186	250
Cu	765	829	952	1343
Mo	116	126	144	204
Ni	138	146	163	218
Pb	765	829	952	1343
Sb	56	60	68	96
Se	40	44	49	69
Zn	137	146	162	217
Klorid	1,5	1,5	2	2,5
Fluorid	18	19	22	30
Sulfat	1,5	2	2	2,5
DOC/NVOC	2	2	2	2
Benzen	2	2	2,5	3
Toluen	3	3,5	3,5	4,5
Xylen	4,5	5	5,5	7
Decan	1689	1766	1887	2254
Pentadecan	4298			
Naphthalen	6,5	7	7,5	10,5
Fluoranthen	308	334	383	540

4.4 Forskellige forholds indflydelse på tidsforløbet

De gennemførte beregninger er som tidligere nævnt baseret på en række antagelser, herunder at de enkelte stoffer modelmæssigt adskiller sig fra hinanden alene ved kombinationen af k og K_d (se for eksempel Bilag 3.1), hvor k påvirker kildestyrken og K_d påvirker transporten gennem både den umættede zone og grundvandet i de anvendte beregninger. De i kapitel 4.3 viste beregninger indikerer, hvilken forskel afstanden til POC under de givne betingelser gør med hensyn til den tid, der går, indtil koncentrationstoppen for et givet stof forventes at vise sig i grundvandet ved POC.

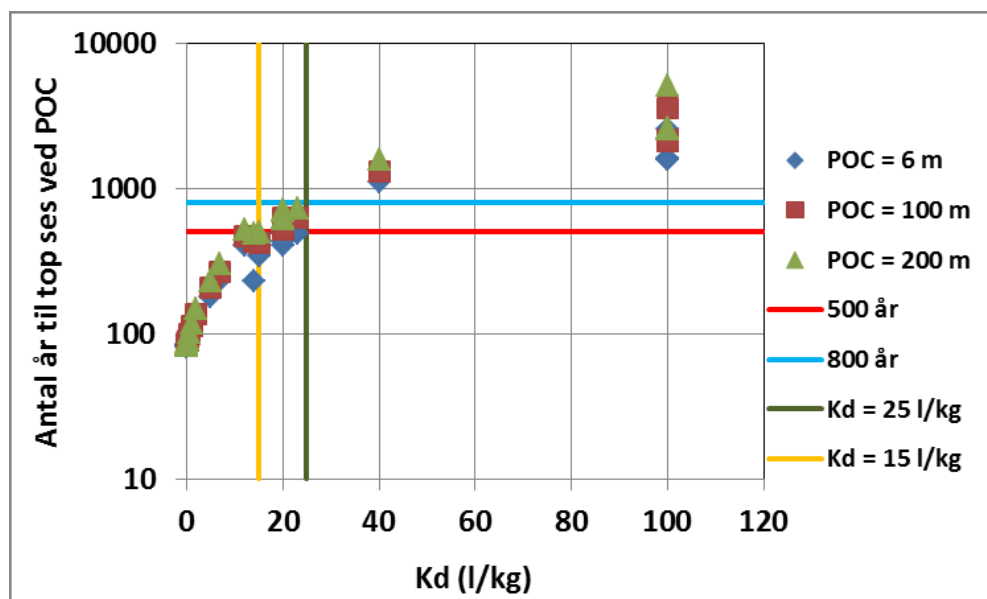
Der er udført tilsvarende beregninger til illustration af den indflydelse, som fyldhøjde, infiltration af nedbør og tykkelse af den umættede zone kan have på tidsforløbet for koncentrationstoppens fremkomst til POC for fire stoffer med forskellige kombinationer af κ og K_d , Cd, Cl, Pb og Se, se Tabel 4-4. Som forventeligt viser disse beregninger, at der er stort set direkte proportionalitet mellem tiden for fremkomst ved POC og fyldhøjden og tykkelsen af den umættede zone og stort set omvendt proportionalitet mellem infiltrationen og tiden for fremkomst ved POC (det sidste afhænger dog yderligere af fortyndingskapaciteten i grundvandet). Dette gælder for alle fire stoffer. Beregningerne er vist mere detaljeret i Bilag 3.2.

Tabel 4-4 Karakteristika for udvalgte stoffer til illustration.

Stof	κ (kg/l)	K_d (l/kg)
Cd	0,50	20
Cl ⁻	0,57	0
Pb	0,27	100
Se	0,38	5

Når en forureningskomponent i perkolatet har forladt kilden og er trængt ud i omgivelserne, er dens transporthastighed – alt andet lige (herunder tykkelsen af den umættede zone og akviferen samt grundvandets strømningshastighed) for et givet scenarie – modelmæssigt kun afhængig af stoffets sorptionsegenskaber, som normalt beskrives som en K_d -værdi.

Sammenhængen mellem den K_d -værdi, som et stof modelmæssigt er blevet tildelt, og den tid det tager for koncentrationstoppen for stoffet at nå frem til POC er illustreret i Figur 4-2, hvor transporttiden for koncentrationstoppen er vist som funktion af K_d for en 10 m høj deponerings-enhed med en umættet zone (UZ) på 2 m og en infiltration af nedbør på 350 mm/år (de 80 år med perkolatopsamling er fratrasket). De vandrette linjer angiver henholdsvis 500 år og 800 år. Af figuren kan man således se, hvor lang tid det tager for et stof med en given K_d -værdi at nå frem til et af de givne POC'er med koncentrationstoppen under de givne omstændigheder.



Figur 4-2 K_d vs. tidsforløb til toppen fremkommer ved POC for 10 m høj deponerings-enhed med 2 m UZ.

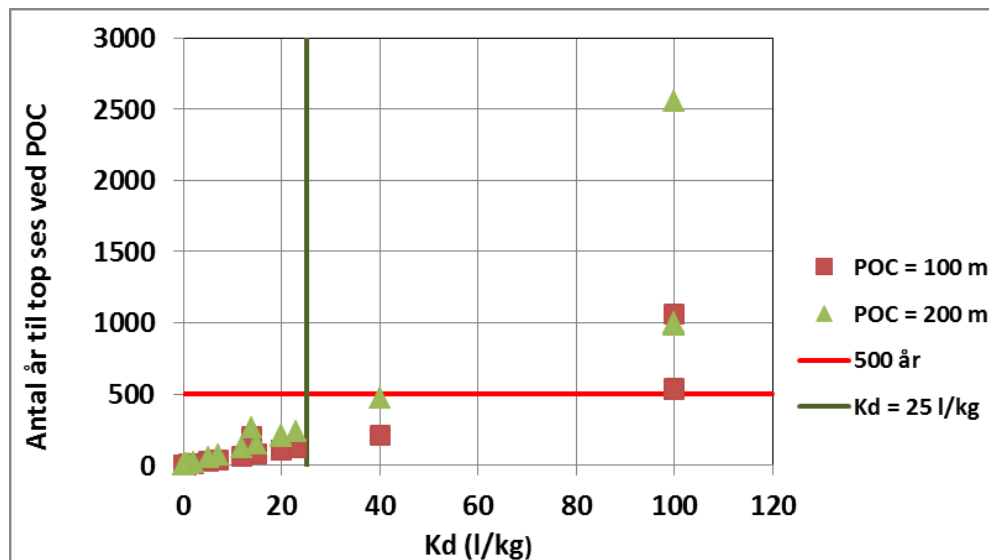
I Figur 4-3 er der på grundlag af de samme data foretaget en lignende afbildning af transporttiden for koncentrationstoppen som funktion af de tildelte Kd-værdier, men her er transporten gennem den umættede zone trukket fra (POC = 6 m er brugt som udgangspunkt). Informationerne i Figur 4.5 og 4.6 er ligeledes sammenfattet til

Tabel 4-5 og Tabel 4-6.

Tabel 4-5 Oversigt over størrelsesordenen af Kd for de stoffer, som indgik i de i Bilag 3.1 beskrevne scenarieberegninger.

≤ 15 l/kg	$15 \text{ l/kg} < Kd \leq 25 \text{ l/kg}$	$25 \text{ l/kg} < Kd \leq 40 \text{ l/kg}$	$40 \text{ l/kg} < Kd \leq 100 \text{ l/kg}$
Klorid, sulfat, DOC, benzen, 2-chlorphenol, phenol, toluen, xylene, naphthalen, Cr(VI), fluorid, Se, Sb, pentachlorophenol, Ba, Mo	As, Cd, Hg, Ni, Zn, Cr(tot)	Fluoranthen***	Cr(III), Cu****, Pb, dekan*, pentadekan*, PCB28

*: er anvendt som modelstof for kulbrinter, ***: er anvendt som modelstof for PAH, **** er anvendt som modelstof for PCB, **: se tidligere bemærkninger om kompleksering af Cu med DOC



Figur 4-3 Kd vs. tidsforløb til toppen fremkommer ved POC for 10 m høj deponeringsenhed, hvor transporttiden gennem UZ er fratrullet

Tabel 4-6 Oversigt over sammenhæng mellem Kd-værdier for udledte stoffer og estimerede maksimale transporttider til POC = 100 m og POC = 200 m for en 10 m høj deponeringsenhed med 2 m UZ og uden UZ, med en infiltration af nedbør på 350 mm/år.

Kd (l/kg)	Tykkelse af UZ (m)	Top ved POC = 100 m (år)	Top ved POC = 200 m (år)
≤ 15	0	200	265
≤ 15	2	430	500
$15 < Kd \leq 25$	0	130	240
$15 < Kd \leq 25$	2	620	730

25 < Kd ≤ 40	0	210	470
25 < Kd ≤ 40	2	1300	1600
40 < Kd ≤ 100	0	1100	2600
40 < Kd ≤ 100	2	3600	5100

Information om et forventeligt interval for Kd-værdien af et stof er således et væsentligt grundlag for en vurdering af, om det er relevant at medtage stoffet i en stofliste eller ej. Dette vil blive anvendt i kapitel 5.6.

Viden om Kd, afstanden til det relevante POC og tykkelsen af den aktuelle umættede zone, kan også anvendes stedsspecifikt til identifikation af stoffer, som ikke findes på basis-stoflisterne, men som kan være relevante for risikovurderingen for et givet anlæg/en given enhed.

4.5 Tidshorisont for risikovurderingen

4.5.1 Relevans og konsekvenser af forskellige tidshorisonter

Ved fastlæggelse af en procedure for gennemførelse af risikovurderinger ved deponeringsanlæg, vil det være et relevant spørgsmål, hvor mange år en kombineret kildestyrke/transport-model bør dække, hvis man skal opnå et rimeligt retvisende estimat af påvirkningen af nedstrøms grundvand eller overfladevand.

Den i de ovenfor viste scenarier er baseret på, at modellen køres med en variabel (aftagende) kildestyrke og fortsættes, indtil koncentrationstoppen for hvert af de omfattede stoffer viser sig ved den eller de valgte referencepunkt(er) – POC, og en tilsvarende metodik forventes foreslået for kildestyrkemodellen. For nogle stoffer kan det være mange år, i nogle tilfælde flere tusind år, inden toppen kan observeres f.eks. ved POC = 100 m. For andre stoffer, som udvaskes hurtigt og kun i ringe grad tilbageholdes i jord og grundvand, kan toppen nå frem til POC = 100 m i løbet af relativt få år. Valget af tidshorisont hænger derfor i væsentlig grad sammen med valget af POC og med de stoffer, som findes i perkolatet.

Ved de tidligere gennemførte beregninger i forhold til deponering og anvendelse af knust asfalt, som er beskrevet i Miljøprojekterne 1285 og 1731, er modelkørslerne gennemført med en numerisk transportmodel, og de er fortsat, indtil alle toppe er nået frem til alle de undersøgte POC'er. Hvad angår ressourceforbruget ved estimeringen af kildestyrken er der ikke nogen større forskel på, om tidshorisonten er 500, 1000 år eller mere. For transportberegningerne kan der dog, afhængigt af den anvendte model, være en tids- og ressourcemæssig interesse i ikke at udstrække modelleringsperioden længere end nødvendigt.

Der er også et filosofisk element i fastsættelsen af modelleringsperioden: Hvem kan forudsige, hvordan et deponeringsområde/verden ser ud om 1000 år? Inden for et så langt tidsrum kan der ske betydelige ændringer med hensyn til geologi, klima (ny istid?) og samfundsforhold, der alle kan påvirke og ændre de forudsætninger, som en risikovurdering udført i dag er baseret på. Det kan således diskuteres, om det giver mening at søge at forudsige, hvad der vil ske om f.eks. 1000 år.

Tabel 4-1 i kapitel 4.3 kan som tidligere vist give et indtryk af, hvad konsekvenserne af at afbryde modelleringen, inden toppen er nået ved POC, kan være. Af tabellen fremgår det, at under de givne betingelser vil koncentrationskurven ved POC = 100 m være toppet efter 500 år for Ba, Cd, Ni, Mo, Sb, Se, klorid, fluorid, sulfat og DOC, mens det ikke er tilfældet for As (540 år), Cr(tot) (540 år), Cu (2020 år) og Pb (2020 år). Betydningen af valg af beregningstid m.m. vil altså afhænge af det forventelige koncentrationsniveau i perkolatet, hvilket beskrives nærmere i Kapitel 5.

Hvis man – som det formentlig ofte vil være tilfældet i denne sammenhæng – udfører en ”for-læns” eller direkte vurdering af risikoen for overskridelse af et grundvandskvalitetskriterie i et givet POC, kan man for eksempel konstatere, at kriteriet på det givne sluttidspunkt for modelleringen (og i tiden inden) ikke er overskredet, og man har så måske besluttet, at man ikke vil bekymre sig om, hvad der måtte ske efter dette tidspunkt.

For de organiske stoffer må det påregnes (og dette kan inddrages i transportmodellen), at der for de flestes vedkommende vil ske en hel eller delvis nedbrydning, hvis der regnes over nogle hundrede år. For nogle af disse kunne der dog ligge en risiko i, at de bliver omdannet til andre, mere mobile og måske også mere skadelige stoffer, som så bevæger sig hurtigere frem til POC.

I Bilag 3.3 ses en oversættelse af de overvejelser, som man i forbindelse med de modelbase-rede risikovurderingerne ved de tre deponeringsanlæg, som indgår i det hollandske projekt ved-rørende projektet ”Sustainable Landfill Management”, har gjort sig vedrørende tidshorisonten i den scenariebaserede modellering af påvirkningen af grundvand ved et POC placeret i 20 me-ters afstand fra kanten af deponeringsanlægget. Med hovedargumenterne at (1): deponerings-anlæg består i lang tid og underkastes generelt ikke remediering, (2): deponeringsanlæg består af et relativt tykt lag affald (omkring 10 m), som kan give anledning til emissioner over lang tid, og (3): med en forholdsvis lang tidsramme vil de grænseværdier, som fastlægges ved revers modellering, være mindre afhængige af den valgte tidsramme, besluttede man at anvende en tidshorisont på 500 år fra starten på udsivning af perkolat ved modelleringen.

4.5.2 Muligheder og anbefalinger

Valg af POC

Da metodikken til risikovurdering skal kunne anvendes **stedsspecifikt**, må det forventes, at man i den forbindelse vil støde på store lokale forskelle fra sted til sted - for eksempel placeringer af POC. POC kan allerede være fastlagt på forhånd konkret f.eks. i en miljøgodkendelse eller prin-cipielt f.eks. i forbindelse med vurdering af gamle lossepladser i henhold til jordforureningsloven. I sidstnævnte tilfælde er POC typisk ansat til 100 m for vurdering af grundvand og til 30 m mættet transport for overfladevand.

Afstanden til et overfladevand i nærheden af anlægget kan være et naturligt valg af POC for vurderingen.

Som vist i det foregående er der en betydelig sammenhæng mellem tidshorisonten for modelle-ringen og POC. Samtidig vil den relevante tidshorisont for modelleringen kunne afhænge af mobiliteten af nogle af de stoffer i perkolatet, som for et givet anlæg ønskes inddraget i risiko-vurderingen. Det kan derfor være hensigtsmæssigt, hvis der med udgangspunkt i stedsspecifikke forhold er mulighed for at vælge relevante placeringer af POC og relevante tidshorisonter for modelleringen i forbindelse med risikovurderingen. På den anden side kan det samtidig være nødvendigt med udgangspunkt i det foregående at fastlægge nogle ”default”-værdier, som vil kunne anvendes, hvis der ikke foreligger bestemte stedsspecifikke receptorer.

Defaultværdier for POC, når dette ikke er fastlagt ved andre forhold, foreslås sat til 100 m for vurdering af risici for grundvand.

Valg af tidshorisont

Med udgangspunkt i de foregående kapitel foreslås det, at modelleringstiden generelt fastsættes i sammenhæng med afstanden fra deponeringsanlæggets nedstrøms kant til POC, forudsat

størstedelen af stoftransporten sker gennem grundvand. Der foreslås derfor de i Tabel 4-7 viste tidshorisonter for modelleringen i forbindelse med risikovurderingen:

Tabel 4-7 Forslag til tidshorisonter for risikovurderingen (og kildestyrkeestimeringen).

Afstand til POC	Tykkelse af umættet zone (m)	
	0 - 2	Mere end 2
0 – 100 m	500 år	1000 år
Mere end 100 m	1000 år	1000 år

Hvis det for et givet anlæg kan begrundes med sammensætningen af perkolatet, bør det være muligt at dispensere, så man kan nøjes med 500 års modellering, hvis det relevante POC f.eks. ligger op til 600 m fra kanten af anlægget. Modelleringen kan naturligvis afbrydes, når koncentrationstoppe for alle de relevante stoffer er nået ved POC. Hvis det omvendt med en kortere tidshorizont for modelleringen kan vises, at de relevante stoffer i perkolatet fra at givet deponeringsanlæg allerede ved et POC placeret tættere på anlægget end 100 m overholder de gældende miljøkvalitetskriterier, er der ingen grund til at fortsætte modelleringen til den dækker 500 år⁷.

Det bemærkes, at der som nævnt ovenfor i det hollandske projekt "Sustainable Landfill Management" er truffet beslutning om at anvende en tidsramme på 500 år for modelleringen og vurderingen af, hvornår koncentrationen i POC når sit maksimale niveau. Samtidig er POC placeret 20 m nedstrøms for deponeringsanlæggets kant (se også Bilag 3.3).

Det skal yderligere bemærkes, at rammebetingelserne og formålet med risikovurderinger (og dermed tidshorizonten) ofte er forskellige for henholdsvis nedlagte/ukontrollerede lossepladser og nyere deponeringsanlæg med membransystemer og perkolatopsamling.

For de nedlagte, ukontrollerede pladser vil en risikovurdering ofte blive gennemført med en forholdsvis kort tidshorizont med henblik på at undersøge behovet for en indsats mod en eksisterende eller truende forurening af grundvand og overfladevand, og der vil være fokus på stoffer, som er meget mobile (og som i nogle tilfælde kan fungere som "signalstoffer"). For de nedlagte, ukontrollerede lossepladser kan en tidshorizont på f.eks. 50 år formentlig være tilstrækkelig, hvis formålet er at vurdere behovet for en indsats mod forureningen. Hvis formålet derimod er at gennemføre en mere generel vurdering af risikoen på længere sigt, bør tidshorizonten også for gamle lossepladser svare til de i Tabel 4-7 foreslåede.

For de nyere deponeringsanlæg vil formålet generelt være at forhindre uacceptable påvirkninger af grundvand og overfladevand på længere sigt, og med tiden også at kunne forudsige, hvornår efterbehandlingen kan afsluttes. I denne sammenhæng vil vurderingen skulle omfatte et større antal stoffer, ikke kun de mest mobile, og tidshorizonten vil være af den størrelsesorden, som er anført i Tabel 4-7.

4.6 Referencer vedrørende vurdering af relevant tidshorizont

- Hansen, E. Aa. & Hjelmar, O. (2012): Ikke-publicerede beregninger af forskellige modelforudsætningers indflydelse på beregnede grænseværdier af affald til deponering. Udført for Miljøstyrelsen.

⁷ Det kan nævnes, at styregruppen for projektet efterfølgende har besluttet, at der i metodikken til risikovurdering ved deponering af affald som udgangspunkt regnes på maksimalt 500 år efter start på udsivning af perkolat.

- Miljøstyrelsen (2015): Spredning af problematiske stoffer ved materialenyttiggørelse af asfalt til vejbygningsformål. Miljøprojekt nr. 1731.

5. Identificering af stoffer til risikovurderingen

5.1 Overordnet fremgangsmåde

5.1.1 Opstilling af basis-stoflister

I dette kapitel stilles der forslag til hvilke stoffer, der vil være relevante i forhold til gennemførelse af kildestyrkeestimeringer og risikovurderinger for forskellige typer deponeringsanlæg og lossepladser, og der redegøres for de overvejelser, som ligger bag opstillingen af disse forslag. Der opstilles for forskellige typer deponeringsenheder og lossepladser basis-stoflister, som er lister over stoffer, som kan udgøre en risiko for grundvand og overfladevand, og som derfor altid bør indgå i kildestyrkebestemmelse og risikovurderinger for de pågældende enheder og pladser. Basis-stoflisterne er fremkommet på grundlag af generelle data, og behovet for supplering med yderligere stoffer (eller eventuelt reduktion af listen) skal derfor altid vurderes i forhold til de sted-specifikke forhold i en given situation.

Ved udpegningen af relevante stoffer og stofgrupper er der, som beskrevet i det følgende, indtaget viden om blandt andet:

- Forekomsten af stoffer i deponeret affald og i perkolat fra forskellige typer affald deponeret på lossepladser/deponeringsanlæg
- Stoffernes geokemiske opførsel i kilden
- Stoffernes transportmæssige egenskaber i jord og grundvand, herunder attenueringsprocesser og forekomst af eventuelle nedbrydningsprodukter

Stoffernes (og nedbrydningsprodukternes) effekt på receptoren (jord, grundvand og overfladevand). Der tages udgangspunkt i fastsatte kvalitetskriterier for drikkevand, grundvand og overfladevand. Da påvirkning af sediment vil ske efter udledning til overfladevand, og da hensynet til sedimenterne forventes at have været en del af processen i forbindelse med fastsættelsen af miljøkvalitetskravene til overfladevand, indgår miljøkvalitetskravene til sedimenter og biota ikke direkte i opstillingen af forslag til relevante perkolatstoffer i kildestyrkemodellen. For overfladevandets vedkommende er der taget udgangspunkt i de seneste bekendtgørelser om krav til drikkevandskvalitet og krav til kvalitet af indlandsvand og andet overfladevand (marint), som trådte i kraft henholdsvis den 1. juli 2016 og den 21. maj 2016.

Der gengives i kapitlet en stor mængde af data vedrørende ovenstående, som danner grundlag for opstilling af et forslag til metodik for valg af relevante stoffer for de forskellige typer af anlæg og deponeringsenheder. Generelt skal man dog altid ved valg af stoffer til en specifik risikovurdering inddrage den helt konkrete viden, man måtte have om de affaldstyper (og deres karakteristika), der er deponeret på det specifikke anlæg, der skal risikovurderes. Dette gælder også, hvis der er tale om udvaskning/udsivning af stoffer, for hvilke der ikke findes vandkvalitetskriterier, men som vides at kunne være skadelige for miljøet.

Anvendelsen af den indsamlede viden og de indsamlede data beskrives i metodekapitlet (kapitel 5.9), hvor det også omtales, hvorledes der suppleres med stedspecifikke informationer. Kapitellet afsluttes med forslag til basis-stoflister for de enkelte typer af deponeringsenheder (kapitel 5.10).

5.1.2 Oversigt over kapitlets indhold

Kapitlet indledes (kapitel 5.2) med en kort oversigt over den historiske udvikling for lossepladser og deponeringsanlæg og giver på dette grundlag en oversigt over de typer af anlæg, der kan være omfattet af metodikken og et forslag til hvorledes anlæg/enheder grupperes som grundlag for valg af relevante stoffer for en risikovurdering for de forskellige grupper. Bilag 4 indeholder en række supplerende detaljer om den historiske udvikling og de typer af datakilder, der kan findes for de forskellige anlægstyper.

I kapitel 5.3 og de tilhørende bilag beskrives den indsamlede viden om, hvilke affaldstyper der kan forventes at være deponeret på deponeringsanlæg før og nu, herunder bl.a. hvilke specifikke affaldstyper, det blandede affald kan forventes at bestå af. I sammenhæng hermed er der samlet data fra en lang række udvaskningsforsøg for helt specifikke affaldstyper, som kan indgå i inert, mineralsk, blandet og farligt affald for derigennem at skabe et overblik over hvilke stoffer, disse affaldsklasser indeholder, og hvilke af dem, der især kan forventes at være kritiske. Denne viden er især relevant for vurdering af relevante stoffer i perkolat fra anlæg eller enheder med inert og/eller mineralsk affald, da mængden af data fra perkolatmoniteringsprogrammer for disse affaldsklasser er begrænset.

I kapitel 5.4 og tilhørende bilag er gengivet data indsamlet fra perkolatmoniteringsprogrammer både for de seneste 10 – 35 år og fra undersøgelser foretaget på gamle ukontrollerede lossepladser. I sammenhæng med indsamlingen af perkolatdata er også set på de oversigter over perkolatsammensætningen, der foreligger dels i et par væsentlige reviews af international litteratur på området fra omkring årtusindskiftet, dels i en rapport fra 1980'erne.

En række stoffers tilgængelighed i affaldet vil i princippet kunne ændre sig over tid i takt med, at det geokemiske miljø i affaldet ændres. Betydningen af dette er diskuteret i kapitel 5.5 tillige med den indflydelse, dette kan have på kildestyrken.

I kapitel 5.6 med tilhørende bilag er der set generelt på stoffernes transportmæssige egenskaber i jordmiljøet og den rolle, dette kan have i forbindelse med forslag til valg af stoffer, der bør indgå i risikovurderingen. Heri indgår også de overvejelser, der er foretaget i Kapitel 4.

I kapitel 5.7 og tilhørende bilag er der samlet oplysninger om den potentielle effekt på receptoren af stoffer, som kan findes i perkolatet. Som nævnt ovenfor refereres der i denne sammenhæng primært til lovgivning vedrørende beskyttelse af drikkevand, grundvand og overfladevand. Endvidere er resultaterne af Miljøstyrelsens projekt vedr. lossepladseres potentielle påvirkning af overfladevand omtalt, idet der i denne sammenhæng er peget på en række stoffer, der potentielt kan forventes at være kritiske i denne sammenhæng.

I kapitel 5.8 er givet en oversigt over stoffer, der nævnes direkte deponeringsrelateret lovgivning (Deponeringsbekendtgørelsen og PRTR-forordningen).

På dette grundlag er der i kapitel 5.9 opstillet en metodik for valg af stoffer, som bør indgå i kildestyrkeestimeringer for forskellige typer lossepladser/deponeringsanlæg. Metodikken er efterfølgende for hver af de forskellige typer lossepladser/deponeringsenheder blevet anvendt til udvælgelse af stoffer (i form af basis-stoflister), som foreslås at indgå i risikovurderingen og

dermed også kildestyrken. Det er endvidere beskrevet, hvorledes disse basis-stoflister, som er opstillet på grundlag af generelle data, ved konkrete anvendelser skal justeres på grundlag af stedspecifikke oplysninger og data.

Af hensyn til overskueligheden er en del af baggrundsinformationen til dette kapitel beskrevet i bilag. Disse bilag kan ud over at danne grundlag for forslagene til stoffer og stofgrupper, der altid bør indgå i risikovurderinger for de forskellige anlægstyper, også være nyttige i tilfælde, hvor man har specialkendskab til forekomsten af stoffer, som det kan være relevant at medtage i en given situation, selv om de ikke indgår i de generelle stoflister.

5.2 Typer af lossepladser og deponeringsanlæg

5.2.1 Oversigt og kronologi

Ifølge projektbeskrivelsen skal modellen til estimering af kildestyrke omfatte følgende typer af deponeringsanlæg (kystnære og ikke-kystnære):

- Afsluttede deponeringsanlæg i efterbehandling
- Deponeringsanlæg i drift (kystnære og ikke-kystnære)
- Udvidelser af bestående deponeringsanlæg og planlægning af eventuelle nye deponeringsanlæg
- Ukontrollerede lossepladser.

Det er således nødvendigt at overveje, om der kan forventes forskel i de stoffer, der karakteriserer perkolatet fra de forskellige typer af deponeringsanlæg. Den væsentligste forskel vil være baseret på den udvikling i sammensætningen af det deponerede affald, der er sket over tid, svarende til de forskellige typer af deponeringsanlæg.

Anlæg til modtagelse af affald til deponering kan overordnet inddeles i en række typer afhængigt af de affaldstyper, der typisk modtages, indretningen af pladserne, samt den lovgivning, der har været gældende. I det følgende er der givet en kort beskrivelse af de forskellige typer lossepladser/deponeringsanlæg, som gennem tiderne har haft mange forskellige betegnelser. De ældste af de lossepladser, som kan være relevante i forhold til risikovurderingsmetodikken, stammer formentlig fra første halvdel af sidste århundrede. Indtil 1974, hvor den første danske vejledning i affaldsdeponering introducerede begrebet "kontrollerede lossepladser" og kravet om dræn- og membransystemer til opsamling af perkolat, var miljøbeskyttende foranstaltninger ringe eller fraværende. Lossepladser blev ofte anbragt i gamle råstofgrave, hvilket kunne føre til forurening af særligt sårbare grundvandsområder.

Op til ca. 1997, hvor Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 9: Affaldsdeponering udkom, kan der identificeres tre hovedtyper af anlæg eller enheder, nemlig fyldpladser, lossepladser/deponeringsanlæg og specialdepoter. De kategorier af affaldsenheder, som blev beskrevet i vejledningen fra 1997 svarer stort set til dem, vi kender i dag efter implementeringen af deponeringsdirektivet, først i BEK 250/2001, derefter også sammen med den tilhørende rådsbeslutning i BEK 252/2009, og senest i BEK 1049/2013: enheder for henholdsvis inert, ikke-farligt (mineralsk eller blandet) og farligt affald. De enkelte typer er kort omtalt i det følgende.

5.2.2 Fyldpladser

På en fyldplads er i princippet deponeret affald, som kun i ringe grad forventedes at kunne udgøre en risiko i forhold til grundvand og/eller overfladevand m.m. Det drejede sig primært om bygge- og anlægsaffald samt andet affald, som ansås for at have et begrænset indhold af opløseligt og nedbrydeligt materiale og uden indhold af miljøskadelige stoffer. Derudover deponeredes der evt. haveaffald og jord på baggrund af en konkret vurdering af forureningsrisikoen. Fyldpladser kunne derfor placeres, indrettes og retableres med begrænsede miljøbeskyttende foranstaltninger (Miljøstyrelsen, 1982). Fyldpladser etableret før 1974 betegnes som ukontrollerede.

5.2.3 Lossepladser/deponeringsanlæg

På en losseplads/et deponeringsanlæg deponeres affald, som straks eller på et senere tidspunkt kan forårsage en forurening af grundvand og/eller overfladevand m.m. Der kan have været deponeret dagrenovation, storskrald, haveaffald, industriaffald mv., som evt. sammenblandes i pladsen. Lossepladser etableret før 1974 betegnes som ukontrollerede.

Efter 1974 er der sket en stor udvikling i forhold til at sikre de kontrollerede lossepladser, hvor bl.a. membraner i starten var meget tynde og af ringe kvalitet. En kontrolleret losseplads/et deponeringsanlæg skal indrettes med en eller flere membraner, som sikrer mod nedsivning til grundvandet, samt et drænsystem over membranen, som bortleder perkolatet til rensning. En membran kan dog undlades, såfremt undersøgelser og en risikovurdering har dokumenteret, det er forsvarligt. Perkolatet skal opsamles og bortskaffes i forbindelse med produktionen, så en evt. ophobning i affaldet undgås.

Desuden stilles der krav til sikring i forhold til afstrømning af evt. overfladevand, som skal opfanges og ledes via dræn/grøft til et bassin med henblik på kontrolleret udledning, ligesom evt. lossepladsgas skal opsamles og udnyttes.

5.2.4 Specialdepoter

En losseplads/et deponeringsanlæg, hvor der deponeres en enkelt eller et begrænset antal affaldstyper med en kendt sammensætning, kaldes for et specialdepot. Der kan her være tale om deponering af slagger, flyveaske, spildevandsslam, forurenede jord og andre tilsvarende veldefinerede affaldstyper. Også her betegnes pladser etableret før 1974 som ukontrollerede.

Med vejledningen fra 1997 introduceredes de typer af deponeringsenheder, som vi anvender i dag: enheder for henholdsvis inert, mineralsk og blandet affald, hvor der så yderligere med den første implementering af EU's deponeringsdirektiv (1999/31/EF) tilkom enheder for farligt affald.

5.2.5 Nedlukkede miljøgodkendte anlæg

Disse anlæg er typisk nedlukket i forbindelse med implementeringen af deponeringsdirektivet i Danmark (perioden 1999 til 2009, men også før), og er pt. i efterbehandlingsfasen (min. 30 år).

Det drejer sig om miljøgodkendte anlæg, der har haft miljømæssige forpligtigelser med hensyn til perkolatsamling/-behandling og -analyser. Anlæggene lever typisk ikke op til deponeringsbekendtgørelsens krav til membraner (men der er som minimum et membransystem), eller de er opfyldte og løbet tør for deponeringskapacitet. Nedlukkede miljøgodkendte anlæg omfatter følgende typer, som hver især typisk modtager de anførte affaldstyper:

- Lossepladser: Dagrenovation og andet husholdningsaffald, storskrald, erhvervsaffald, aske, slagger, bygge- og anlægsaffald, asbest, shredderaffald, slam, haveaffald m.m.

- Kommunale og private fyldpladser: Bygge- og anlægsaffald, forurennet jord og storskrald, husholdningsaffald
- Specialdepoter: Typisk forurennet jord, askedepoter eller specialfraktioner fra en virksomheds produktion

Nedlukkede miljøgodkendte anlæg er karakteriseret ved at omfatte meget forskellige typer af anlæg, og deres indretning afhænger af anlæggets alder. Der foreligger generelt bedre data, men sjældent meget detaljerede data for hvad, der er deponeret i hvilke mængder. Data for disse anlæg kan typisk findes via kommunernes, affaldsselskabernes og virksomhedernes arkiver.

Der er fortsat krav om monitoring og perkolatbehandling, og der måles og analyseres på anlæggene (perkolat, grundvand og evt. gasmålinger). Desuden kan der findes anvendeligt tegningsmateriale. For nogle af anlæggene foreligger der ganske omfattende data (godkendelser, tilsynsnotater, risikovurderinger, landmålinger mv.), som kan anvendes som grundlag for kvantitative vurderinger af mængder, højde, areal osv. Miljøstyrelsen Virksomheder er godkendende myndighed og tilsynsmyndighed for deponeringsanlæg omfattet af listepunkt 5.4 i godkendelsesbekendtgørelsen, mens kommunerne er ansvarlige for mindre anlæg, medmindre disse på anden vis hører under statens kompetenceområde.

5.2.6 Igangværende anlæg

Disse anlæg omfatter miljøgodkendte anlæg, der har godkendelsesmæssige krav om perkolationsopsamling/-behandling og -analyser. De nedlukkede og afsluttede etaper på sådanne anlæg kan eventuelt ikke overholde deponeringsbekendtgørelsens krav til membran.

For denne type anlæg foreligger der gode data vedrørende perkolatsammensætning, affaldstyper og mængder samt de fysiske forhold på deponeringsanlægget. I mange tilfælde kan der dog være problemer med at finde gode sammenhængende data fra før 1997.

Indhentning af gode data kan kræve, at man graver i anlæggenes arkiver eller alternativt finder data hos rensningsanlæggene og i kommunernes arkiver. Miljøstyrelsen Virksomheder er (pr. 2016) godkendelses- og tilsynsmyndighed for 31 af denne type af anlæg, mens kommunerne er godkendelses og tilsynsmyndighed for 9 anlæg.

5.2.7 Forslag til gruppering af lossepladser og deponeringsanlæg

I det videre arbejde med udviklingen af en metodik for estimering af kildestyrke til brug for risikovurdering og dermed også for valg af stoffer, som bør indgå i risikovurderingen, foreslå det, at der arbejdes videre med en opdeling af lossepladser og deponeringsenheder i de i Tabel 5-1 viste grupper.

Tabel 5-1 Gruppering af lossepladser og deponeringsenheder på basis af lovgivningsgrundlag og teknisk udviklingsniveau.

Pladstype	Miljøgodkendelse?	Membran- og perkolationsopsamling?	Sandsynlig/mulig opfyldningsperiode
Lossepladser* (enheder)	Nedlagte	Nej	1920 – 1980
	Ukontrollerede	Ja	1970 -2009
	Kontrollerede	Ja	(Ja**) 1970 – 2009
Deponeringsenheder	Yderligere reducerede krav	Ja	Nej 1970 -> (de fleste nedlukkede) 2001***->

Normale krav	Ja	Ja	2001*** ->
--------------	----	----	------------

*: Befinder sig alle i passiv tilstand eller (for de kontrollerede lossepladser) i efterbehandling.

**: Membran- og perkolatopsamlingsystemer lever formentligt ikke op til dagens krav.

*** Nogle af disse deponeringsenheder blev anlagt før 2001, men kunne godkendes i henhold til deponeringsbekendtgørelsen fra 2001.

Det er planlagt at anvende den i Tabel 5-1 viste inddeling af lossepladser/deponeringsenheder i Fase 2 som grundlag for opstilling af modeller til estimering af kildestyrken. De forskellige typer lossepladser og deponeringsanlæg, som diskuteres i dette kapitel, og som har mange forskellige betegnelser, vil derfor i videst muligt omfang blive relateret til inddelingen i denne tabel.

De fleste af de deponeringsenheder, som kan opnå godkendelse i dag i henhold til deponeringsbekendtgørelsen, BEK 1049/2013, (enheder for inert, mineralsk, blandet og farligt affald) vil tilhøre den nederste kategori i Tabel 5-1, deponeringsenheder med normale (ikke-reducerede) krav. Specielt deponeringsenheder for inert affald kunne teoretisk set godt tænkes at falde i kategorien deponeringsenheder med yderligere reducerede krav. Denne udgøres i øvrigt primært af de såkaldte spulefelter for havne- og havsedimenter.

I Tabel 5-2 ses en oversigt over de ovennævnte fire hovedklasser af deponeringsanlæg baseret på affaldsklasser, som er defineret i BEK 1049/2013. I Tabel 5-3 ses de generiske definitioner af de fire affaldstyper.

Tabel 5-2 Oversigt over klasser af deponeringsenheder og de affaldstyper, som de kan modtage (i henhold til BEK 1049/2013).

Deponiklasser	Affald, der kan modtages	Specifikke krav til affaldet
Deponeringsenheder for inert affald:		
IA0: Ikke kystnært placerede anlæg	Inert affald	Grænser for indhold af specifikke organiske stoffer og TOC.
IA1: Kystnært placerede anlæg		Grænser for stofudvaskning
IA2: Kystnært placerede anlæg		
Deponeringsenheder for mineralsk affald:	- Mineralsk affald - Jord (som ikke er farligt affald) - Stabilt, ikke-reaktivt farligt affald	Grænser for indhold af specifikke organiske stoffer og TOC.
MA0: Ikke kystnært placerede anlæg	- Inert affald (ud fra en konkret vurdering i.h.t. BEK 1049/2009, Bilag 3, pkt. 6) - Gipsaffald - Asbestaffald	Grænser for stofudvaskning (kun hvis der kan modtages stabilt, ikke-reaktivt farligt affald)
MA1: Kystnært placerede anlæg		
MA2: Kystnært placerede anlæg		
Deponeringsenheder for blandet affald:		
Kystnær eller ikke-kystnær placering	Blandet affald	Ingen (TOC > 50 g/kg)
Deponeringsenheder for farligt affald		
FA0: Ikke-kystnært placerede anlæg	Farligt affald	Grænser for indhold af specifikke organiske stoffer og TOC.
FA1: Kystnært placerede anlæg		Grænser for stofudvaskning
FA2: Kystnært placerede anlæg		
FA3: Kystnært placerede anlæg		

Tabel 5-3 Definitioner af affaldstyper i relation til deponering.

Affaldstype	Definition (baseret på BEK 1049/2013)
Inert affald	En delmængde af ikke-farligt affald, som ikke undergår signifikante fysiske, kemiske eller biologiske forandringer, og som har et indhold af total organisk kulstof (TOC) på maksimalt 30 g/kg tør prøve. Inert affald er hverken opløseligt eller brændbart eller på anden måde fysisk eller kemisk reaktivt, det er ikke bionedbrydeligt og har ingen negativ indflydelse på andet materiale, det kommer i berøring med, på en sådan måde, at det kan formodes at ville medføre forurening af miljøet eller skade menneskers sundhed. Affaldets totale indhold af forurenende stoffer og den totale udvaskelighed af disse samt perkolatets økotoxicitet skal være af ubetydeligt omfang og må navnlig ikke bringe kvaliteten af grundvand eller overfladevandsområder i fare. Fra BEK 1049/2013 om deponeringsanlæg.
Mineralsk affald	En delmængde af ikke-farligt affald, som primært består af uorganisk, mineralsk materiale med et indhold af total organisk kulstof (TOC) på maksimalt 50 g per kg tør prøve. Mineralsk affald må kun i begrænset omfang kunne opløses i eller reagere kemisk med vand. Fra BEK 1049/2013 om deponeringsanlæg.
Blandet affald	En delmængde af ikke-farligt affald, som består af en blanding af organisk og uorganisk materiale med et indhold af total organisk kulstof på 50 g eller mere per kg tør prøve. Fra BEK 1049/2013 om deponeringsanlæg.
Farligt affald	Affald, som er opført på og markeret som farligt affald på listen over affald i bilag 2 til BEK 1309/2012, og som udviser én eller flere af de farlige egenskaber, som er angivet i bilag 4 til BEK 1309/2012. Som farligt affald anses endvidere affald, som udviser egenskaber, som er angivet i nævnte bilag 4. Fra BEK 1309/2012 om affald. NB: Klassificering af affald som farligt eller ikke-farligt er netop blevet revideret og er nu baseret på BEK 715/2015.

I Bilag 4 er der givet en yderligere beskrivelse af nogle historiske aspekter af udviklingen på deponeringsområdet i Danmark.

5.3 Affaldstyper på danske lossepladser og deponeringsanlæg

5.3.1 Generelle forhold

For de ukontrollerede lossepladser kan der forventes at være deponeret både en større andel af dagrenovation og egentligt kemikalieaffald afhængigt af den konkrete losseplads lokalisering, f.eks. i forhold til industrier med kemikalieaffald m.m. De afsluttede deponeringsanlæg kan også have modtaget dagrenovation i mindre mængde, ligesom der kan være deponeret mineralsk affald i form af slagge og flyveaske, sidstnævnte enten på særskilte enheder eller blandet med det øvrige affald i et vist omfang. Endvidere kan anlæggene have modtaget shredderaffald, forurenede jord og en del byggeaffald og lignende, såsom gipsaffald, beton, sanitet m.m.

Deponeringsanlæggene under opfyldning kan omfatte enheder, hvor det ældste affald minder om affaldet fra de afsluttede anlæg. Med tiden vil både mængden af dagrenovation og mængden af mineralsk og inert affald være aftagende, eftersom større og større dele af de sidstnævnte affaldstyper recirkuleres og forbuddet mod deponering af dagrenovation og lignende har fået effekt.

For de fremtidige deponeringsanlæg eller fremtidige etaper på eksisterende deponeringsanlæg forventes det, at affaldet vil være betydeligt bedre defineret på baggrund af den grundlæggende kategorisering, der skal foreligge forud for modtagelse til deponering. Der vil ligeledes for inert og farligt affald foreligge udvaskningsforsøg til beskrivelse af affaldets udvaskningsegenskaber, idet udvaskningsforsøg indgår som en del af kategoriseringen.

Blandet affald fra husholdninger eller virksomheder, som modtages til deponering, vil i forhold til de gamle anlæg indeholde færre mængder af genanvendelige fraktioner, eller hvor det af en eller anden grund ikke er muligt eller økonomisk fornuftigt at sortere affaldet. Samtidigt kan affaldets brændværdi forventes at være lav, eller affaldet vil af andre grunde ikke være forbrændingseget (f.eks. pga. indhold af stoffer, der kan udvikle/emittere farlige stoffer ved forbrænding, eller pga. at affaldet er svært at neddele).

Som beskrevet tidligere er det vanskeligt at finde gode oplysninger vedrørende de affaldstyper, der tidligere er modtaget på både de ukontrollerede lossepladser og de tidligste af de kontrollerede anlæg. Ved at se på undersøgelser af det affald, der modtages på anlæggene i dag, kan man dog få nogle indikationer af, hvilke stoffer, der er knyttet til de enkelte affaldstyper, og som kan være problematiske og derfor bør indgå i en kildestyrkemodel.

5.3.2 Affaldstyper som modtages på danske deponeringsanlæg

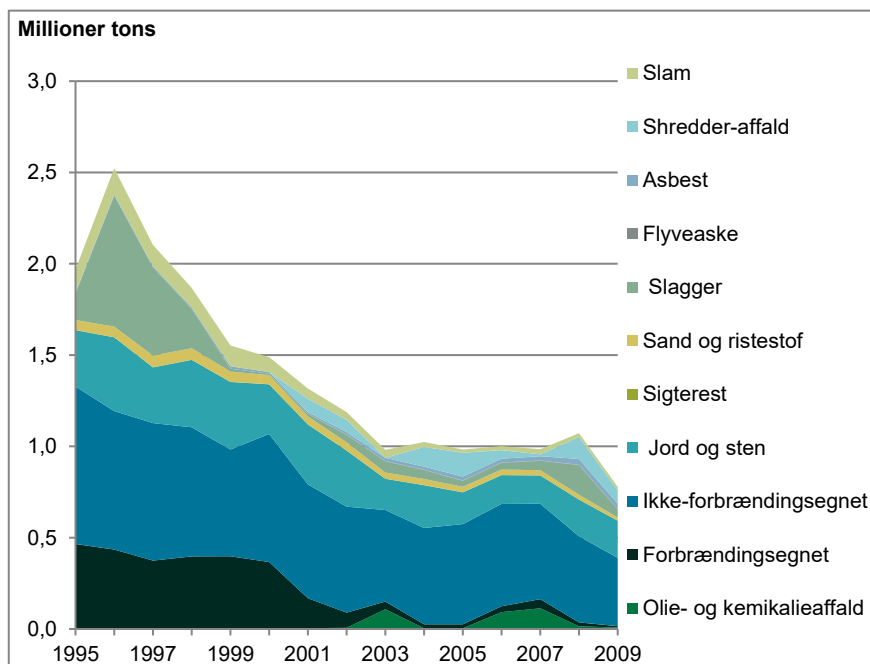
Deponier modtager i dag (og de senere år) væsentligt mindre let omsætteligt organisk materiale, hvilket bl.a. skyldes, at det siden 1. januar 1997 har været forbudt at deponere forbrændingseget affald. Hvilke kilder affaldet kommer fra til de danske deponeringsanlæg, fremgår af Tabel 5-4, som dækker året 2008 (ISAG, 2008).

Erhvervsaffald og behandlingsrester udgør cirka 3/4 af den samlede mængde. Når der alligevel stadig er 20.000 tons deponeret dagrenovation i statistikken for 2008, skyldes det, at netop dagrenovation med dispensation kan bruges som det såkaldt "første lag", når man starter opfyldningen i nye deponeringsenheder for blandet affald.

Tabel 5-4 Deponeret affald i Danmark fordelt på affaldstype, 2008.

Affaldstype	1000 tons	% af deponeret affald
Husholdningsaffald	159	14,8
- Dagrenovation	(20)	(1,9)
- Storskrald	(109)	(10,2)
- Haveaffald	(7)	(0,7)
- Andet	(23)	(2,1)
Service	152	14,2
Industri	389	36,3
Bygge- og anlægsaffald	177	16,5
Renseanlæg	33	3,1
Slagge- og flyveaske (kul)	158	14,7
Andet	4	0,4
I alt	1072	100

Udviklingen over tid de seneste år er illustreret i Figur 5.1, som er baseret på tal fra ISAG databasen for årene 1995 til 2009. Figuren er kopieret fra Andersen, et al (2015).



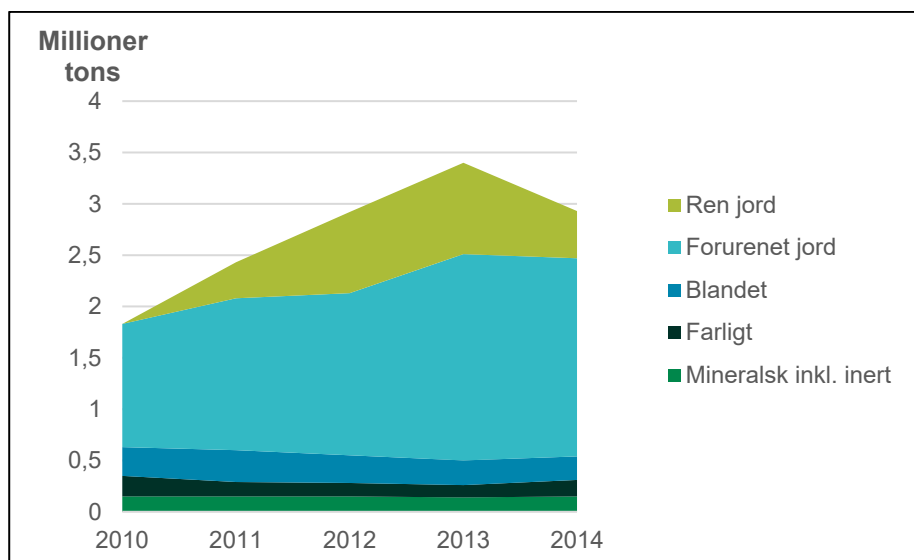
Figur 5-1 Udvikling i mængden og sammensætningen af deponeret affald fra 1995 til 2009

Som det ses af figuren – udover at den samlede deponerede mængde per år falder – er mængden af forbrændingseget affald tilført deponeringsanlæggene faldet betydeligt, ligesom slagger og flyveaske stort set ikke deponeres mere. Mængden af jord og sten er reduceret, ligesom den samlede mængde af ikke-forbrændingseget er reduceret.

Generelt fremgår det af Figur 5.1, at ikke-forbrændingseget affald udgør mellem ca. 30 og 55 % af den deponerede mængde. Jf. Affalddatasystemet udgjorde blandet affald godt 20 % af den samlede deponerede mængde i 2011, mens det i 2015 udgjorde knapt 35 %; man skal her være opmærksom på, at opgørelsesmetoden i ISAG og ADS ikke er den samme. Skønsmæssigt kan det opgøres, at mængden af deponeret inert affald og mængden af deponeret mineralsk affald begge udgør i størrelsesordenen 20 til 25 % af den samlede mængde.

Siden 2010 har der været krav om, at både forbrændings- og deponeringsanlæg skal benchmarkes, og der er bl.a. i den sammenhæng indsamlet data om de modtagne affaldsmængder.

Udviklingen er vist i Figur 5-2 og beskrevet i **Tabel 5-5**. Det ses, at jord som udgangspunkt udgør klart den største mængde. Hertil skal bemærkes, at jord typiske modtages på store specialdeponer for jord. De inerte affaldsmængder udgør så lille en andel, at den både i figur og i tabel er slået sammen med det mineralske affald. Farligt affald består hovedsageligt af shredderaffald, mens asbestaffaldet er registreret under det blandede affald, der er den affaldstype som modtages på flest anlæg.



Figur 5-2 Udviklingen fra 2010 til og med 2014 i affaldsmængder og kategorier modtaget på de danske deponeringsanlæg, jf. benchmarkingrapporten fra 2015.
NB. For 2010 omfatter kategorien forurenet jord både ren og forurenet jord, da det ikke er opgjort særskilt, men kun som jord.

Tabel 5-5 Affaldskategorier inkl. jord fra 2010-14 (mio. ton), Miljøstyrelsens Benchmarking (2015).

Affaldskategorier	2010	2011	2012	2013	2014
Mineralsk affald, inkl. inert affald	0,15	0,15	0,15	0,14	0,15
Farligt affald	0,20	0,14	0,13	0,12	0,16
Blandet affald	0,28	0,31	0,27	0,24	0,23
Forurenet jord		1,48	1,58	2,01	1,93
Ren jord		0,35	0,79	0,89	0,46
Jord (2010)	1,20				

Note: Indtil 2010 blev forurenet jord og ren jord opgivet under ét. Herefter differentieres mellem de to.

5.3.3 Typiske affaldstyper på enheder for blandet affald

Generelt

For at belyse, hvad det blandede affald kan tænkes at bestå af, er der indsamlet resultater fra en række foretagne sorteringsforsøg i det følgende.

I Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 11 (2002) er der indsamlet data for blandet deponerings-egnet affald, hvilket må forventes at svare til, hvad der i statistikken betegnes som ikke-forbrændingseget affald. Der er endvidere foretaget sorteringsforsøg på læs med blandet karakter leveret til AV Miljø og to af REFAs deponeringsanlæg, både på affald fra storskraldsindsamling og genbrugsstationer og på affald fra industrier og bygge- og anlægsvirksomhed. Sorteringsforsøgene blev udført i 2000. Resultatet fremgår af

Tabel 5-6.

Affaldsfraktioner i blandet deponeringseget affald	Gennemsnit for affald fra industrier og bygge- og anlæg (antal sorterede læs: 9)	Gennemsnit for kommunalt affald/storskrald (antal sorterede læs: 4)	Samlet gennemsnit for 13 læs
Pap og papir	3,4 %	5,7 %	4,0 %
Blød + hård plast	4,8 %	7,4 %	5,5 %
Jern og metal	4,0 %	0 %	3,0 %
Mineraluld	1,2 %	6,1 %	2,4 %
Træ	5,7 %	16,3 %	8,4 %
Flamingo, skumisoleret m.m.	0,1 %	0 %	0,1 %
Tekstiler, gulvtæpper (inkl. gummibelægning)	0,5 %	3,3 %	1,2 %
Gummi/dæk	0,4 %	1,3 %	0,6 %
Elektronik	0,1 %	0,2 %	0,2 %
Tagpap	4,1 %	5,4 %	4,4 %
Sten, gasbeton, glas m.m. (inert/mineralsk)	11,4 %	0 %	8,6 %
Komponenter sammensat af flere materialer (f.eks. møbler)	7,0 %	3,6 %	6,1 %
Gipsplader	3,1 %	0,3 %	2,4 %
Beton og træ (sammensat)	1,4 %	0 %	1,0 %
Linoleum	1,9 %	0 %	1,4 %
Dagrenovation	2,2 %	0 %	1,6 %
Eternit, tagplader	0,02 %	0 %	0,01 %
Ventilationsrør	0 %	0,6 %	0,2 %
Madras	0,1 %	0,1 %	0,1 %
Restfraktion	48,6 %	49,8 %	48,9 %

Det må forventes, at sorteringen både fra kommunale genbrugsstationer m.m. og fra industri og byggeri (nedrivning) er blevet bedre siden 2000, men formentligt vil den store restfraktion⁸ samt fraktionen bestående af komponenter sammensat af flere materialer stadig udgøre hovedparten af det blandede affald.

Affaldsfraktioner i blandet deponeringseget affald	Gennemsnit for affald fra industrier og bygge- og anlæg (antal sorterede læs: 9)	Gennemsnit for kommunalt affald/storskrald (antal sorterede læs: 4)	Samlet gennemsnit for 13 læs
Pap og papir	3,4 %	5,7 %	4,0 %

⁸ Restfraktionen består af mindre dele, hovedsageligt mindre end 5 centimeter i diameter, bestående af små affaldsstykker af de fraktioner, der ellers indgår i det blandede affald.

Blød + hård plast	4,8 %	7,4 %	5,5 %
Jern og metal	4,0 %	0 %	3,0 %
Mineraluld	1,2 %	6,1 %	2,4 %
Træ	5,7 %	16,3 %	8,4 %
Flamingo, skumisulering m.m.	0,1 %	0 %	0,1 %
Tekstiler, gulvtæpper (inkl. gummibelægning)	0,5 %	3,3 %	1,2 %
Gummi/dæk	0,4 %	1,3 %	0,6 %
Elektronik	0,1 %	0,2 %	0,2 %
Tagpap	4,1 %	5,4 %	4,4 %
Sten, gasbeton, glas m.m. (inert/mineralsk)	11,4 %	0 %	8,6 %
Komponenter sammensat af flere materialer (f.eks. møbler)	7,0 %	3,6 %	6,1 %
Gipsplader	3,1 %	0,3 %	2,4 %
Beton og træ (sammensat)	1,4 %	0 %	1,0 %
Linoleum	1,9 %	0 %	1,4 %
Dagrenovation	2,2 %	0 %	1,6 %
Eternit, tagplader	0,02 %	0 %	0,01 %
Ventilationsrør	0 %	0,6 %	0,2 %
Madras	0,1 %	0,1 %	0,1 %
Restfraktion	48,6 %	49,8 %	48,9 %

Tabel 5-6 Sammensætning af blandet affald baseret på sorteringsforsøg.

Af de affaldskategorier, sorteringen af det blandede deponeringsegnete affald blev foretaget i, blev følgende affaldsfraktioner identificeret som evt. værende kritiske:

- Restfraktion, da der er tale om en stor ikke velbeskrevet fraktion
- Gipsplader, da der udvaskes høje koncentrationer af Cd og SO₄
- Plast (blød + hård), da plast kan indeholde mange forskellige stoffer
- Mineraluld, da udvaskningen fra mineraluld ikke er særligt kendt
- Tagpap, da udvaskningen fra tagpap ikke er særligt kendt
- Linoleum, da udvaskningen fra linoleum ikke er særligt kendt
- Tekstiler, da især udvaskningen af farvestoffer kan være kritisk,

Følgende affaldsfraktioner blev i undersøgelsen vurderet til ikke at være kritiske, også fordi de i stigende grad vil blive transporteret til genanvendelse eller anden behandling:

- Pap og papir
- Jern og metal
- Træ
- Sten, gasbeton, glas m.m.

Dette vil med den nye ressourcestrategi formentligt i stigende grad også gælde for plast og træ, ligesom der også er stigende muligheder for at frasortere mineraluld og gipsplader på genbrugspladserne.

For de ikke kritiske affaldskategorier vurderes miljøbelastningen fra mulige forureningskomponenter at være lille, mens den for de kritiske ikke er velkendt. I forhold til at pege på potentielt udvaskede stoffer, er der således her peget på Cd og SO₄, som bør indgå i en risikovurdering for blandet affald.

Sammensatte komponenter kan være en kritisk fraktion, idet de består af mange forskellige materialer, hvilket gør det vanskeligt at vurdere miljøbelastningen ved deponering. Da der fremover må forventes at være betydelige mængder af sammensatte komponenter til deponering vil det være en god idé på sigt at opnå mere viden om indhold og udvaskning fra disse materialer.

Restfraktionen er som nævnt en kritisk fraktion, idet den udgør ca. halvdelen af det blandede deponeringsegnete affald, og den må også fremover forventes at udgøre en væsentlig mængde af affaldet, som deponeres.

Sorteringsforsøg Reno Djurs

Deponeringsbekendtgørelsen opererer ikke med mængdegrænser for ikke-deponeringsegnet blandet affald, hvorfor det enkelte deponeringsanlæg selv må vurdere, hvorvidt et læs blandet affald er deponeringsegnet eller med fordel kan sorteres først. Med den begrundelse gennemførte Reno Djurs I/S i perioden fra marts til april 2011 en udvidet modtagekontrol (visuel og maskinel sortering) af alt blandet affald, som blev leveret med henblik på deponering.

Formålet var at undersøge, om blandet deponeringsegnet affald, som leveres til deponering, er sorteret korrekt. Hvis ikke, hvori bestod fejlene og var der potentielt en miljømæssig konsekvens af evt. fejlsorteringer? En nærmere beskrivelse af sorteringsforsøget og dets resultater findes i Bilag 5.

Det blev konkluderet, at ingen af de undersøgte læs affald var fejlsorteret i en grad, der ville påvirke deponiet eller det producerede perkolat i negativ retning. Affaldet fra både genbrugsstationer og øvrige virksomheder indeholder dog genanvendelsesegnede og forbrændingsegnete affaldsfraktioner, som relativt nemt og billigt kan frasorteres ved henholdsvis bedre kildesortering samt maskinel sortering.

Enkelte læs blev noteret at indeholde farligt affald, der typisk er asbestholdigt eternit, som ikke nødvendigvis udgør en miljømæssig risiko, men eventuelt en arbejdsmiljømæssig risiko.

Andre sorteringsforsøg

I forbindelse med projektet om fremtidens deponeringsstrategier (Deponet, 2016) er der sammenholdt positivlisterne for 5 anlæg, og i den sammenhæng er det vurderet, at blandet affald består af følgende affaldstyper baseret på modtagedetaljer:

- Blød plast (poser, badedyr, landbrugsfolier)
- Hård plast (PVC rør m.m.)
- Glas/flasker
- Tekstiler

- Elektronikaffald
- Farligt affald (dunke, emballager m.m.)
- Gips
- Jern, metal og dåser, hårde hvidevarer
- Pap og papir
- Haveaffald
- Tagpap
- Træ (rent/trykimprægneret)
- Isolering (mineraluld, stenuld)
- Asbest
- Asfalt
- Vejopføj
- Batterier og akkumulatorer
- Jord og sten
- Slagger og flyveaske
- Slam
- Bygge- og anlægsaffald (porcelæn/sanitet, mursten, tegl og beton)
- Fibermaterialer
- Filterkage
- Fliser,

Det ses, at bortset fra slagger og flyveaske samt slam m.m. er stor overensstemmelse med de registrerede affaldstyper i

Affaldsfraktioner i blandet deponeringseget affald	Gennemsnit for affald fra industrier og bygge- og anlæg (antal sorterede læs: 9)	Gennemsnit for kommunalt affald/storskrald (antal sorterede læs: 4)	Samlet gennemsnit for 13 læs
Pap og papir	3,4 %	5,7 %	4,0 %
Blød + hård plast	4,8 %	7,4 %	5,5 %
Jern og metal	4,0 %	0 %	3,0 %
Mineraluld	1,2 %	6,1 %	2,4 %
Træ	5,7 %	16,3 %	8,4 %
Flamingo, skumisolering m.m.	0,1 %	0 %	0,1 %
Tekstiler, gulvtæpper (inkl. gummibelægning)	0,5 %	3,3 %	1,2 %
Gummi/dæk	0,4 %	1,3 %	0,6 %
Elektronik	0,1 %	0,2 %	0,2 %

Tagpap	4,1 %	5,4 %	4,4 %
Sten, gasbeton, glas m.m. (inert/mineralsk)	11,4 %	0 %	8,6 %
Komponenter sammensat af flere materialer (f.eks. møbler)	7,0 %	3,6 %	6,1 %
Gipsplader	3,1 %	0,3 %	2,4 %
Beton og træ (sammensat)	1,4 %	0 %	1,0 %
Linoleum	1,9 %	0 %	1,4 %
Dagrenovation	2,2 %	0 %	1,6 %
Eternit, tagplader	0,02 %	0 %	0,01 %
Ventilationsrør	0 %	0,6 %	0,2 %
Madras	0,1 %	0,1 %	0,1 %
Restfraktion	48,6 %	49,8 %	48,9 %

Tabel 5-6.

Der er også udført sorteringsforsøg for affald modtaget på Kara/Noverens deponeringsanlæg i Audebo, men resultaterne af sorteringsforsøgene foreligger ikke endnu.

5.3.4 Typiske affaldstyper på enheder for inert affald

På basis af viden om hvilke karakteriseringer der typisk er udført i forbindelse med accept af affald til modtagelse på deponeringsenheder for inert affald vurderes det, at inert affald primært omfatter følgende affaldstyper eller tilsvarende:

- Diverse typer byggeaffald
- Gasbeton
- Beton fra anlægsarbejder
- Vejopfej
- Glas
- Sanitet
- Stabilgrus fra vejanlæg
- Jord
- Inert affald fra genbrugspladser

5.3.5 Typiske affaldstyper på enheder for mineralsk affald

Tilsvarende kan det på basis af viden om hvilke karakteriseringer der typisk er udført i forbindelse med accept af affald til modtagelse på deponeringsenheder for mineralsk affald vurderes det, at mineralsk affald primært omfatter følgende affaldstyper eller tilsvarende:

- Slagger
- Flyveaske
- Andre restprodukter fra forbrænding
- Støbesand
- Gipsaffald

- Asbestaffald

5.3.6 Typisk affald på enheder for farligt affald

Der findes forholdsvis få deponeringsenheder for farligt affald, og de fleste af disse vil være dedikerede til én bestemt type farligt affald, hvoraf enheder for shredderaffald formentlig er de hyppigst forekommende.

5.3.7 Sammenfatning vedr. modtagne affaldstyper

I Tabel 5-7 er givet en samlet oversigt over hvilke affaldstyper, der typisk modtages/findes på de forskellige enheder.

Tabel 5-7 Affaldstyper typisk modtaget på de forskellige deponeringsenheder.

Type af deponeringsenhed	Typiske affaldstyper
Enhed for inert affald	Diverse typer byggeaffald, gasbeton, beton fra anlægsarbejder, vejopfej, glas, sanitet, stabilgrus fra vejanlæg, jord, inert affald fra genbrugspladser
Enhed for mineralsk affald	Slagger, flyveaske, andre (ikke-farlige) restprodukter fra forbrænding, støbesand, gipsaffald, asbestaffald
Enhed for blandet affald	Som inert affald og mineralsk affald (også gips, selv om det i henhold til BEK 1049/2013 ikke må forekomme) samt blandet byggeaffald, herunder træ, tagpap, gipsaffald, mineraluld og andet isolationsmateriale, spildevandsslam, halmaske, imprægneret træ, sammensatte komponenter, f.eks. møbler, genanvendelige fraktioner i varierende mængde, bl.a. afhængigt af pladsens alder, herunder: pap og papir, blød og hård plast, jern og metal, tekstiler, en ikke nærmere definerbar restfraktion, som kan udgøre op til 50 % af affaldet På de ældre pladser også organisk affald/dagrenovation i varierende mængde
Enhed for farligt affald	Specifikt for den enkelte plads: Shredderaffald

5.3.8 Affaldstyper modtaget på danske lossepladser i 1980'erne

Der findes enkelte referencer, som kan give et indblik i sammensætningen af affaldet modtaget på de lidt ældre anlæg. I 1983 udgav Miljøstyrelsen en rapport vedr. forventeligt indhold af en række stoffer fra danske lossepladser. I undersøgelsen havde man dels spurgt om sammensætningen af det tilførte affald, som for 30 af de adspurgte 49 pladser fordelte sig som vist i Tabel 5-8.

Tabel 5-8 Sammensætning af affald tilført 39 danske lossepladser i 1979.

Affaldstype	%
Husholdning	15
Industri	19
Forbrændingsslagge	5
Flyveaske, kraftværker	2
Flyveaske, forbrændingsanlæg	0,1
Uafvandet slam	5
Afvandet slam	5

Affaldstype	%
Andet	25
Ikke specificeret	24

En stor andel af affaldet er således ikke nærmere beskrevet, men må forventes at have et højere indhold af organisk stof, end det ses i dag.

5.3.9 Stofindhold og –udvaskning fra specifikke affaldstyper (karakteriseringsdata)

I Miljøstyrelsen (2006) er der rapporteret resultater af analyser af totalindholdet af tungmetaller m.m. i en række fraktioner i dansk dagrenovation. Resultatet for den ikke brændbare del af dagrenovationen er vist i Tabel 5-9.

Undersøgelsen viste, at den ikke brændbare fraktion var den største kilde til cadmium, mangan, molybdæn, nikkel og zink. Metalfraktionen var den største kilde til aluminium, jern, kobber og bly, mens den brændbare fraktion var den største kilde til krom, mad var den største kilde til kvælstof, fosfor og kalium, papir og pap var den største kilde til calcium, magnesium og fluorid, og plastik var den største kilde til klorid.

Tabel 5-9 Indhold af tungmetaller m.m. i den ikke brændbare del af dagrenovation, mg/kg TS (Miljøstyrelsen, 2006).

Stof	mg/kg TS
Al	390
Fe	460
Ca	590
Na	240
Mg	80
N	210
P	24
K	310
F	2
Cl	66
As	0,4
Cd	6,6
Cr	2,9
Cy	8,4
Hg	0,005
Mn	285
Mo	2,1
Ni	87
Pb	17
Zn	370

Der foreligger analyser af stofindhold og resultater fra udvaskningstests for følgende affaldstyper (dog ikke tilgængelige i et samlet format):

- Afsvovlingsgips fra kulfyrede kraftværker
- Blandet "inert" affald fra containerplads.
- Blandet byggeaffald
- Dagrenovation
- Diverse typer jord forurenet med uorganiske og organiske stoffer
- Eternitaffald
- Flyveaske og forskellige slags røggasrensingsprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg.
- Gasbeton.
- Gipsplader
- Halmaske
- Imprægneret træ
- Knust beton fra vejunderlag
- Kulflyveaske
- Semitørt restprodukt fra kulfyrede kraftværker
- Shredderaffald
- Slagger fra affaldsforbrænding. Der findes data både for frisk slagge, lagret/modnet slagge og slagge, som har været anvendt til vejbygning.
- Slagger fra kulforbrænding
- Spildevandsslam
- Stabilt grus fra vejunderlag
- Stenuld
- Støbesand
- Termisk behandlet jord
- Vejopfej fra amtsveje
- Vejopfej fra motorveje
- Vinduesglas

I Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 11 (2002) er givet en kort karakteristik af forskellige affaldstyper på basis af de foreliggende udvaskningsforsøg. Her er bl.a. nævnt hvilke stoffer, der på dette grundlag anses for at være væsentligst for de enkelte affaldstyper. Derudover er der i rapporten samlet udvasknings- og perkolatdata for en række stoffer for nogle af affaldstyperne beskrevet ovenfor. På basis af en række udvaskningstest fra affald planlagt tilført 6 danske deponeringsanlæg kan der supplerende peges på en række væsentlige indholdsstoffer i de undersøgte affaldstyper. Dette danner tilsammen grundlag for oversigten i Tabel 5-10.

Tabel 5-10 Væsentligste stoffer identificeret i forskellige affaldstyper på baggrund af analyse af stofindhold og udvaskningstest (Miljøstyrelsen, 2002) samt en række supplerende udvaskningsforsøg

Affaldstype	Stoffer og stofforbindelser identificeret som væsentlige
Kulflyveaske	Na, K, Ca, SO ₄ , HCO ₃ /CO ₃ , OH, As, Cr, Mo
Slagger fra kulforbrænding	Begrænset udvaskning
Afsvovlingsgips fra kulfyrede kraftværker	Ca, SO ₄ , små mængder sporelementer
Semitørt restprodukt fra kulfyrede kraftværker	Som kulflyveaske, dog højere indhold af Cl & NO ₃
Slagger fra affaldsforbrænding	Na, K, Ca, SO ₄ , Cl, moderat indhold af sporelementer
Flyveaske og røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrænding	Na, K, Ca, SO ₄ , Cl, Pb, Zn
Shredderaffald	N, Cl, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn i mindre mængde, NVOC, tung olie
Inert affald fra genbrugsstation	SO ₄ , Cr, Cu og Pb i mindre mængde
Vinduesglas	Pb i mindre mængde
Gipsplader	N, Ca, SO ₄ , Cl, små mængder sporelementer, især Cr og Cu, TOC
Vejopfeje	Cu, Ni og Pb i mindre mængde, TOC, NVOC
Spildevandsslam	P, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, NVOC
Knust beton	Cl, Cr i mindre mængde
Blandet byggeaffald	DOC, Cl og Cr og i mindre omfang SO ₄ , F, Mo, Ni, kulbrinter og fenol
Eternit	TOC/DOC, SO ₄ , Cl og i mindre omfang Cu, Mo og kulbrinter
Gasbeton	SO ₄ , kulbrinter og i mindre omfang Cl, F, Cr og Hg
Halmaske	SO ₄ , Cl, kulbrinter (herunder BTEX og PAH) og i mindre omfang F og Mo
Imprægneret træ	TOC/DOC, kulbrinter (herunder PAH), As, Cr, Cu, F og i mindre omfang SO ₄ , Sb og Zn
Stenuld	TOC/DOC, SO ₄ og i mindre omfang Cl, Cr, Ni, Se og kulbrinter
Støbesand	SO ₄ , Cr, kulbrinter og i mindre omfang Molybdæn

Susset & Gratwohl (2011) rapporterer om undersøgelse af udvaskning fra mere end 200 prøver af bygge- og anlægsaffald. De konkluderer at følgende stoffer er af interesse i forhold til at overholde de tyske kvalitetskriterier:

- Sulfat,
- PAH (15 EPA),
- Krom,
- Kobber og
- Vanadium.

I Tabel 5-11 er vist minimum, gennemsnit, median og 90 % fraktilen af udvaskningsværdien ved L/S = 2 l/kg for disse stoffer samt pH og ledningsevne.

Tabel 5-11 Statistiske værdier af eluat ved L/S = 2 for mere end 200 prøver af bygge- og anlægsaffald (fra Susset & Gratwohl, 2011).

Statistisk værdi	pH	Lednings-evne	Sulfat	PAH	Krom	Kobber	Vanadium
		µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Minimum	6,8	62	< 1	< 0,01	< 5	< 2	< 5

Statistisk værdi	pH	Lednings- evne	Sulfat	PAH	Krom	Kobber	Vanadium
Gennemsnit	10,6	1632	373	1,7	23	24	25
Median	11,0	1371	110	1,0	16	20	18
90 % fraktil	12,0	3060	1200	3,6	51	49	57

På KMC er der foretaget udvaskningsforsøg i lysimetre indeholdende dels blandet affald og dels shredderaffald begge fra AV Miljø (Jensen et al., 2012). Resultaterne af disse forsøg fremgår af henholdsvis

Tabel 5-12 Målte perkolatkoncentrationer ved lysimeterforsøg for blandet affald (Jensen, et al, 2012).

og Tabel 5-13.

Parame- ter	Enhed	Minimum	Maximum	Gennem- snit	Median	90 % frak- til
pH	-	7,08	7,82	7,41	7,42	7,7
Ledn.evne	mS/m	241	832	378,87	331	582
DOC	mg/l	62	288	133,4375	109,5	241
Klorid	mg/l	6,6	1230	180,01	74	453
Fluorid	mg/l	0,52	2	1,34	1,4	1,7
Sulfat	mg/l	987	2810	1.779,89	1670	2334
Mg	mg/l	32,6	231	80,07	69,2	131
Na	mg/l	61,9	1220	284,81	179	613
K	mg/l	36,6	268	104,74	94,7	199
As	mg/l	0,023	0,245	0,14	0,13	0,21
Ba	mg/l	0,0215	0,15	0,05	0,04	0,060
Cd	mg/l	6,94E-05	0,0011	0,0003	0,000181	0,00054
Cr	mg/l	0,018	0,08	0,04	0,033	0,062
Cu	mg/l	0,0698	0,49	0,17	0,17	0,24
Fe	mg/l	0,0401	0,27	0,10	0,092	0,15
Hg	mg/l	2,11E-05	0,000078	0,00004	0,000034	5,58E-05
Mn	mg/l	0,00073	0,0086	0,0028	0,00196	0,0067
Mo	mg/l	0,0155	0,06	0,03	0,028	0,045
Ni	mg/l	0,0129	0,14	0,04	0,027	0,074
Pb	mg/l	0,00048	0,028	0,002	0,000792	0,0020
Sb	mg/l					0,021
Se	mg/l					0,0018
Zn	mg/l	0,015	0,183	0,07	0,0659	0,14

Tabel 5-12 Målte perkolatkoncentrationer ved lysimeterforsøg for blandet affald (Jensen, et al, 2012).

Parame- ter	Enhed	Minimum	Maximum	Gennem- snit	Median	90 % frak- til
pH	-	7,08	7,82	7,41	7,42	7,7
Ledn.evne	mS/m	241	832	378,87	331	582
DOC	mg/l	62	288	133,4375	109,5	241
Klorid	mg/l	6,6	1230	180,01	74	453
Fluorid	mg/l	0,52	2	1,34	1,4	1,7
Sulfat	mg/l	987	2810	1.779,89	1670	2334
Mg	mg/l	32,6	231	80,07	69,2	131
Na	mg/l	61,9	1220	284,81	179	613
K	mg/l	36,6	268	104,74	94,7	199
As	mg/l	0,023	0,245	0,14	0,13	0,21
Ba	mg/l	0,0215	0,15	0,05	0,04	0,060
Cd	mg/l	6,94E-05	0,0011	0,0003	0,000181	0,00054
Cr	mg/l	0,018	0,08	0,04	0,033	0,062
Cu	mg/l	0,0698	0,49	0,17	0,17	0,24
Fe	mg/l	0,0401	0,27	0,10	0,092	0,15
Hg	mg/l	2,11E-05	0,000078	0,00004	0,000034	5,58E-05
Mn	mg/l	0,00073	0,0086	0,0028	0,00196	0,0067
Mo	mg/l	0,0155	0,06	0,03	0,028	0,045
Ni	mg/l	0,0129	0,14	0,04	0,027	0,074
Pb	mg/l	0,00048	0,028	0,002	0,000792	0,0020
Sb	mg/l					0,021
Se	mg/l					0,0018
Zn	mg/l	0,015	0,183	0,07	0,0659	0,14

Tabel 5-13 Målte perkolatkoncentrationer ved lysimeterforsøg for shredderaffald (Jensen et al, 2012).

Parameter	Enhed	Minimum	Maximum	Gennemsnit	Median	90 % fraktil
pH	-	6,9	8,27	7,63	7,58	7,9
Ledn.evne	mS/m	151	900	359,78	267	770
DOC	mg/l	27	116,6	52,06	40	95
Klorid	mg/l	100	1700	477,36	228,5	1519
Fluorid	mg/l	0,36	1,8	0,61	0,51	0,70
Sulfat	mg/l	236	639	387,59	311	595
Mg	mg/l	143	250	189,86	186,5	236
Na	mg/l	103	1530	483,45	347,5	1268
K	mg/l	59,7	272	132,67	131	184
As	mg/l	0,00112	0,005	0,0024	0,002	0,0048
Ba	mg/l	0,023	0,0651	0,0385	0,0347	0,047
Cd	mg/l	0,000055	0,00022	0,0001	0,000121	0,00022
Cr	mg/l	0,000518	0,0048	0,0012	0,00088	0,0018
Cu	mg/l	0,0149	0,0953	0,0479	0,05175	0,073
Fe	mg/l	0,0043	0,0204	0,0115	0,0124	0,019
Hg	mg/l	0,0000209	0,00014	0,0001	3,44E-05	0,00011
Mn	mg/l	0,000397	0,25	0,0270	0,00398	0,067
Mo	mg/l	0,0531	0,31	0,1112	0,0832	0,12
Ni	mg/l	0,01	2,3	0,2719	0,119	0,63
Pb	mg/l	0,00023	0,0027	0,0009	0,000666	0,0019
Sb	mg/l					0,011
Se	mg/l					0,0015
Zn	mg/l	0,00587	0,353	0,0924	0,0625	0,22

I forhold til de affaldstyper, der deponeres og er deponeret på danske anlæg, ses det således, at der foreligger viden om væsentlige indholdsstoffer for en lang række af affaldstyperne. Det skal dog bemærkes, at der ikke – så vidt vi ved – findes danske udvaskningsdata for følgende affaldstyper, som dog alle hører til affaldstyper, der fremadrettet må forventes udsorteret i stigende grad inden deponering, enten hos forbrugerne eller ved den sortering der ofte finder sted på deponeringsanlægget:

- Papir og pap
- Hård og blød plast
- Jern og metal
- Tekstiler
- Gummi/dæk
- Elektronik

De givne oversigter over væsentlige stoffer tilknyttet en lang række affaldstyper, dækker således en stor del af det fremtidigt deponerede affald.

Ovenstående undersøgelser giver tilsammen en god viden om hvilke stoffer, der kan forventes at findes i væsentligt omfang i affaldet og dermed i perkolatet fra anlæg/enheder, som modtager de pågældende affaldstyper. Dette vil her i Fase 1 være en del af grundlaget for udpegning af relevante stoffer for de forskellige typer af anlæg og deponeringsenheder, se sammenfatningen nedenfor samt kapitel 5.9.

Derudover vil de samlede data kunne anvendes stedsspecifikt til at hjælpe anlægsejere eller andre med at udpege, hvilke stoffer de specielt skal være opmærksomme på ved risikovurdering af deres konkrete anlæg ud fra den specifikke viden, de har omkring affaldstyper deponeret på netop deres anlæg eller deponeringsenhed.

5.4 Stoffrigivelse fra deponeret affald (moniteringsdata)

5.4.1 Litteraturodata

Der foreligger et par væsentlige review-artikler fra omkring årtusindskiftet over, hvilke stoffer der kan forventes at findes i perkolat (Christensen, et al, 2000 & Kjeldsen et al, 2002). Disse reviews omfatter også data fra ikke danske deponeringsanlæg, hvilket kan give værdier, der ligger højt i forhold til typiske danske værdier. De sammenfattede data er vist i Bilag 6. Der er tale om data fra nyere anlæg forventeligt med et større indhold af organisk affald for de ikke-danske pladser vedkommende og i alle tilfælde med, hvad der må karakteriseres som blandet affald i en bred forståelse af ordet.

5.4.2 Moniteringsdata fra gamle ukontrollerede lossepladser

I 1995 udgav Miljøstyrelsen et projekt udført af DTU Miljø, som havde indsamlet og systematiseret foreliggende undersøgelser på gamle ukontrollerede lossepladser i en Access database (Miljøstyrelsen, 1995). Denne database er siden udbygget i et vist omfang, så den omfatter data fra i alt 115 lossepladser. Data er enten egentlige perkolatdata eller data fra vandprøver taget i eller tæt på lossepladsen. På basis af denne database kan der opstilles en tilsvarende oversigt over forventelige niveauer i perkolat fra gamle ukontrollerede lossepladser, se

Tabel 5-14.

Tabel 5-14 Observerede værdier for perkolat fra gamle pladser, værdier er i mg/l, og i µg/l for organiske mikroforureninger.

Parameter	Minimum	Maximum	Gennemsnit	Median	90% fraktil
pH	4,50	9,45	6,94	6,90	7,49
Ledningsevne	-	5.610	253	182	501
Inddampningsrest	66,0	10.300	1.481	1.230	3.140
Organisk stof, mg/l					
TOC	0,90	1.300	76,7	34,2	181

Parameter	Minimum	Maximum	Gennemsnit	Median	90% fraktil
NVOC	0,05	817	60,0	25	150
BI5	0,40	2.000	37,0	6	50,2
COD	1,00	3.700	171	57	378
Uorganiske makroparametre, mg/l					
Fosfor total/ P total	0,00	47,00	0,96	0,21	1,90
Klorid (Cl-)	2,50	6.000	255	110	590
Sulfat (SO4--)	0,25	1.525	115	57	274
Bikarbonat	0,05	7.640	1.098	903	2.022
Natrium (Na)	4,10	2.000	153	85	375
Kalium (K+)	0,63	1.100	64,7	30	146
Ammonium-N/	-	2.020	66,6	4,80	173
Nitrat-N	0,00	201	11,3	1,50	30,2
Calcium (Ca)	6,40	953	231	224	375
Magnesium	2,00	460	45,0	33	93
Jern (Fe)	0,01	300	23,4	7,70	62
Aluminium	0,10	10.000	1.954	366	5.48
Mangan (Mn)	0,00	51	2,85	1,40	6,20
Uorganiske sporstoffer, µg/l					
Arsen	0,01	130	9,29	2,50	16,6
Bly (Pb)	0,25	1.500	37,4	3,00	55,3
Cadmium (Cd)	0,02	30	1,18	0,21	3,00
Krom (Cr)	0,20	1.300	37,9	5	52,5
Kobolt	1,00	11	4,00	2,50	9
Kobber (Cu)	0,50	670	42,2	14	75
Kviksølv (Hg)	0,03	19	0,99	0,20	2
Nikkel (Ni)	0,50	6.300	148	15	140
Zink (Zn)	0,05	20.000	432,48	30	640
Cyanid-Total	0,00	28	0,69	0,01	0,05
Molybdæn	2,00	120	15,3	5	10
Selen	2,50	6	4,25	4,25	5,65
Barium	50,0	2.000	726	660	1.396
Tin	2,50	10	5,00	5	7
Aromatiske kulbrinter, µg/l					
Benzen	0,01	400	7,23	0,50	16,0
Ethylbenzen	-	100	7,86	0,42	15
Toluen	0,01	900	20,8	0,50	25
Xylener	0,01	2.400	54,7	1,50	82,2
Naphtalen	0,01	280	16,2	0,50	34,6
Phenantren	0,25	8	1,70	0,95	3,59

Parameter	Minimum	Maximum	Gennemsnit	Median	90% fraktil
Anthracen	0,05	10	1,96	0,38	5,38
Fluoranthen	0,25	5,10	1,31	0,25	3,34
Pyren	0,05	10	1,77	0,25	4,96
Chrysen	0,25	10	3,50	0,25	8,05
Benz(a)pyren	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Klorerede kulbrinter, µg/l					
1,2-diklorbenzen	0,25	2,50	1,11	1,00	1,60
1,1,1-triklorethan	0,00	5	0,47	0,05	0,47
Triklorethylen	0,00	6.600	65,1	0,14	2,08
Tetraklorethylen	0,00	21	0,70	0,05	1,00
Triklormethan	0,01	1,50	0,15	0,05	0,25
Vinylklorid	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
AOX	0,00	568	6,21	0,09	0,64
Fenoler, µg/l					
Fenoler, i alt	0,01	380	14,2	2,50	30,3
Fenol	0,03	76	3,89	0,50	4,76
Kresoler	0,02	800	20,2	0,50	20,0
Pesticider, µg/l					
MCPP	7,50	850.000	101.187	25	190.000
MCPA	4,50	25	9,25	5	18
DNOC	5,00	25	9,20	5,50	17,2
Dinoseb	5,00	10	6,80	7,00	8,80
Simazin	5,00	20	8,60	6,50	14,60
Atrazin	3,50	10	5,40	5,00	8,00

5.4.3 Monitoringsdata fra lossepladser/deponeringsanlæg fra 1980'erne

I den tidligere refererede undersøgelse fra 1983 vedr. danske lossepladser blev der indhentet perkolatdata fra 3 pladser. Disse indeholdt fra 20 til 50 % dagrenovation og en ikke specificeret affaldsmængde på mellem 45 og 60 %. På basis heraf blev opstillet en oversigt over typisk perkolatsammensætning af ungt og gammelt perkolat fra danske deponeringsanlæg som anført i Tabel 5-15.

Tabel 5-15 Typisk perkolatsammensætning for danske deponeringsanlæg omkring 1980 baseret på Miljøstyrelsen (1983).

Parameter	Enhed	Ungt perkolat (0 til 5 år)	Gammelt perkolat (over 5 år)
pH		6 - 7	7 - 8
COD	mg/l	15.000 – 30.000	1.000 – 5.000
BI5	mg/l	10.000 – 20.000	200 – 4.000
TOC	mg C/l	5.000	500
Glødetab	mg/l	5.000 – 8.000	1.000 – 2.000

Parameter	Enhed	Ungt perkolat (0 til 5 år)	Gammelt perkolat (over 5 år)
Flygtige syrer	mg/l	6.000	150
Jern	mg/l	300 – 1.000	20 - 200
Mangan	mg/l	7 - 20	
Calcium	mg/l	700 – 2.000	
Zink	mg/l	1 - 18	
Klorid	mg/l	1200 - 2600	
Ledningsevne	mg/l	1100 - 2000	
Tørstof	mg/l	10.000 – 15.000	
Alkalinitet	mmol/l	120 - 180	
Total N	mg/l	650 – 1.200	
Ammonium N	mg/l	600 – 1.100	
Nitrat og nitrit N	mg/l	< 0,1 - < 2	
Total P	mg/l	10 - 13	
Orthofosfat	mg/l	0,3 - 2	
Krom	mg/l	< 0,1 - < 0,2	
Bly	mg/l	< 0,05 - < 0,5	
Cadmium	mg/l	< 0,02 - < 0,05	
Kviksølv	mg/l	< 0,001	
Phenol	mg/l	< 0,1 - 10	
PAH	mg/l	< 0,0002 - < 0,001	

Bilag 7

5.4.4 Monitoringsdata fra igangværende deponeringsanlæg

På basis af de indsamlede monitoringsprogrammer og data for en lang række igangværende deponeringsanlæg er i Bilag 7 givet et overblik over, hvilke parametre der typisk måles på de forskellige typer af deponeringsenheder.

I Bilag 8 ses en oversigt over godt 1000 data vedr. perkolatsammensætning fra monitoring af 13 enheder for blandet affald på 8 forskellige deponeringsanlæg. Datasættet omfatter analyser for godt 70 forskellige parametre. Der er yderligere i forbindelse med nærværende projekt indsamlet data for en lang række klorerede forbindelser, pesticider m.m. fra et mindre antal pladser, hvor de er målt, se Bilag 9. Der er målt for yderligere et antal klorerede forbindelser og pesticider på pladserne, men de overstiger aldrig detektionsgrænsen for den anvendte målemetode. Disse stoffer er derfor ikke medtaget i tabellen. I Tabel 5-16 er vist hovedtallene for sammensætningen af perkolat for blandet affald baseret på Bilag 8 og Bilag 9.

Tabel 5-16 Sammensætning af perkolat for blandet affald deponeret på igangværende deponeringsanlæg.

Parameter	Mini-mum	Maxi-mum	Gen-nem-snit	Median	90 % fraktil	Antal
pH	6,1	9,77	7,64	7,6	8,2	992
BI5, mg O ₂ /l	0,5	3600	229	100	509	991

Parameter	Mini- mum	Maxi- mum	Gen- nem- snit	Median	90 % fraktil	Antal
COD, mg O ₂ /l	2,5	7400	907	480	2000	728
NVOC, mg/l	1,8	1400	324	250	680	171
Salte mm., mg/l						
Fluorid	0,1	3,6	0,87	0,27	3,3	20
Klorid	1	12000	1444	1100	2800	719
Sulfat	0,002	4400	556	270	1400	435
Sulfid	0,01	39	1,6	0,05	2,1	50
Total-N	0,38	890	181	150	350	50
NH ₃ /4+-N	0,001	850	226	151	590	671
Nitrat	0	115	4,6	1,4	9	120
Nitrat + nitrit	0	1,8	0,16	0,1	0,27	53
Total-P	0,008	350	9,4	2,9	5,6	427
Fosfat-P	0	10	1,5	1,4	2,7	166
Bikarbonat	600	3600	1941	2040	2499	34
Ca	27	2400	371	260	834	247
Mg	0,2	260	100	100	162	195
Na	2,3	5033	838	685	1700	340
K	0,5	5700	685	470	1390	263
Fe	0,0013	820	23	7,3	40	285
Mn	0,02	710	6,6	0,9	2,2	156
Sporelementer og organiske stoffer, µg/l						
Al	8	500	93,2	40	227	18
As	0,0001	1000	57	27	108	113
B	0,003	23000	2107	3	7760	135
Cd	0	170	4	0,14	6,4	307
Co	0,5	28	5,8	5,6	8,4	38
Cr-total	0,001	310	22,3	14	48	168
Cr (VI) I	0	3,3	0,4	0,025	1	95
Cu	0,0001	1300	74	3,0	201	250
Hg	0	20	0,24	0,01	0,31	309
Mol	1	100	21	8,5	55	22
Ni	0	280	53	19	180	244
Pb	0	540	13	0,04	16	380
Se	1	2,8	1,2	1,0	1,8	14
V	1	580	143	32	508	10
Zn	0,0005	1000	48	0,23	127	294
C6 -C10	2	1900	63	37	87	77
C10 - C25	8	15000	526	245	87	80
C25 -- C35	9	8000	526	10	650	81
C6 C35	3	25000	922	320	806	75

Parameter	Minimum	Maximum	Gennemsnit	Median	90 % fraktil	Antal
Benzen	0,02	3,8	1,5	1,4	2,6	69
Toluen	0,02	33	6,7	5,0	13	76
Ethylbenzen	0,02	6,3	2,8	2,8	5,2	68
Xylener	0,05	34	13	13	23	64
BTEX	2,3	53	25	23	42	56
Naphthalen	0,01	4,5	0,47	0,34	1	69
Acenaphthylen	0,01	0,17	0,015	0,01	0,016	61
Acenaphthen	0,01	2,1	0,11	0,019	0,11	69
Fluoren	0,01	2,8	0,12	0,035	0,16	69
Phenanthren	0,01	32	0,72	0,012	0,12	69
Anthracen	0,01	2,1	0,1	0,01	0,1	67
Fluoranthren	0,01	14	0,33	0,01	0,053	69
Pyren	0,01	26	0,57	0,01	0,048	69
Benz(a)anthracen	0,01	0,56	0,026	0,01	0,018	67
Chrysen	0,01	1,3	0,041	0,01	0,015	67
Benz(b)fluranthen	0,01	0,1	0,015	0,01	0,024	61
Benz(a)pyren	0,01	0,62	0,064	0,01	0,22	80
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01	0,1	0,013	0,01	0,01	63
Benz(g,h,i)perylene	0,01	0,4	0,023	0,01	0,011	69
Dibenz(g,h)-anthracen	0,01	0,1	0,012	0,01	0,01	65
PAH 16	0,0001	88	1,8	0,19	1,2	90
PCB 7	0,0034	0,021	0,012	0,012	0,02	7
AOX	0,02	2	0,088	0,6	0,038	55
1,2-dichlorethylen (trans)	0,022	0,03	0,03	0,026	0,029	17
1,2-dichlorethylen (cis)	0,025	0,26	0,14	0,145	0,24	17
1,1,2,2-tetrachlorethan	0,14	0,39	0,27	0,265	0,37	17
Tetrachlorethylen	0,26	0,36	0,31	0,31	0,35	20
1,1,1-trichlorethan	0,1	0,56	0,38	0,48	0,54	20
1,1,2-trichlorethan	0,091	0,21	0,15	0,15	0,2	17
Trichlorethylen	0,026	0,14	0,10	0,14	0,14	20
Trichlormethan	0,021	0,028	0,02	0,025	0,027	20
Tetrachlormethan	1,2	1,2	1,20	1,2	1,2	17
Vinylchlorid	0,02	2,0	0,09	0,02	0,04	32
1,2-dichlorethan	0,061	0,77	0,30	0,18	0,60	17
Dichlormethan	3	6	4,33	4	5,6	17
Chlorbenzen	0,08	2,1	0,68	0,33	1,68	20
1-chlornaphthalen	0,028	0,028	0,03	0,03	0,03	17
2-chlornaphthalen	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	17
2,5-dichloranilin	0,18	0,37	0,28	0,28	0,35	17
1,2-dichlorbenzen	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	17

Parameter	Minimum	Maximum	Gennemsnit	Median	90 % fraktil	Antal
1,3-dichlorbenzen	0,28	0,7	0,49	0,49	0,66	17
1,4-dichlorbenzen	0,1	3	0,89	0,52	2,04	20
1,2,4-trichlorbenzen	0,028	0,078	0,04	0,03	0,06	20
Phenol	0,0007	61	2,3	0,2	5,1	207
Cresoler	0,15	56	7,7	0,8	5,0	8
2,3 Dimethylphenol	0,043	0,74	0,33	0,26	0,66	17
2,4 Dimethylphenol	0,075	0,42	0,17	0,09	0,32	17
2,5 Dimethylphenol	0,03	0,047	0,04	0,04	0,05	17
2,6 Dimethylphenol	0,12	4,2	1,78	1,40	3,69	17
3,4 Dimethylphenol	0,024	0,13	0,07	0,05	0,12	17
3,5 Dimethylphenol	0,024	1,4	0,52	0,32	1,15	17
Nonylphenol	0,05	19	0,5	0,90	1,5	58
Bisphenol A	0,13	36	8,27	4,1	21,6	20
4-chlor-3-methylphenol (PCMC)	0,022	0,7	0,15	0,04	0,39	20
2,4-dichlorphenol	0,033	0,86	0,19	0,08	0,38	20
Pentachlorphenol	0,024	0,077	0,05	0,05	0,07	20
2,4,5-trichlorphenol	0,021	0,021	0,02	0,02	0,02	17
2,4,6-trichlorphenol	0,027	0,55	0,17	0,05	0,41	20
Tri-n-butylphosphat	0,028	5,5	2,67	2,85	5,18	20
Trichlorpropylphosphat	0,29	140	23,59	5,6	48,2	20
Triphenylphosphat	0,04	0,18	0,07	0,06	0,1	20
Phthalater						
Diethylphthalat	0,1	13	0,8	0,33	1,3	53
Dibutylphthalat	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	20
Butylbenzylphthalat	0,2	0,2	0,20	0,2	0,2	20
Di(2-ethylhexyl)adipat	0,58	25	12,19	11	22,2	20
Di(2-ethylhexyl)phthalat	0,5	94	19,25	4,5	52,5	20
Di-n-octylphthalat	0,52	0,95	0,74	0,74	0,91	20
LASr	35	35	35,00	35	35	20
MTBE	0,1	6,4	2,12	0,94	4,9	16

Der findes gode tidsserier af indholdet af primært uorganiske stoffer i perkolatet fra en række deponeringsenheder for mineralsk affald som for eksempel restprodukter fra kulfyring og affaldsforbrænding, bioasker, mv. Udvaskningsforløbet og de stoffer, som kan være relevante i forhold til en risikovurdering vil dog afhænge en del af, hvilke affaldstyper, der er tale om.

Der foreligger som tidligere nævnt færre monitoringsdata for inert affald – og til en vis grad mineralsk affald, hvorfor forslagene til relevante stoffer for disse affaldsklasser i højere grad må basere sig på data fra karakteriseringer.

For shredderaffald, som er et eksempel på affald deponeret på enheder for farligt affald, foreligger der en del monitoringsdata (se Bilag 10).

Den ovenfor beskrevne viden vil blive anvendt direkte i forbindelse med udvælgelsen af relevante stoffer for de forskellige typer af anlæg / deponeringsenheden, se kapitel 5.9.

5.5 Stofferne geokemiske opførsel i kilden

En række forhold (f.eks. pH, redoxpotentiale, ionstyrke, tilstedeværelse af nedbrydeligt organisk materiale, tilstedeværelse af luft (ilt, kuldioxid), tilstedeværelse af jern og aluminium) i det deponerede affald vil påvirke de processer, som kan/vil foregå i affaldet under tilstedeværelse af vand (bl.a. opløsning, udfældning, ionbytning, sorption, oxidation, reduktion, karbonisering, faseskift (f.eks. fra opløst form til gasform)) og dermed også påvirke stofudvaskningen og stofferne tilstedeværelse i og frigivelse med perkolatet.

Både Christensen et al (2001) og Kjeldsen et al (2002) beskriver den tidsmæssige udvikling i perkolatsammensætningen og konkluderer bl.a. følgende:

- Indholdet af organisk stof falder kun langsomt med tiden, og til sidst vil BI5 (BOD) være meget lavt, mens et residualt indhold af svært nedbrydeligt organisk stof (målt som COD) vil forblive i perkolatet.
- Indholdet af ammonium vil blive omsat til nitrat efterhånden som affaldet bliver aerobt.
- Det er uklart om en ændring til aerobe forhold får betydning for frigivelsen af tungmetaller fra affaldet, da forskellige forsøg giver modsatte konklusioner, hvilket er i overensstemmelse med de mange forskellige processer, der har betydning for metallernes opførsel i et lossepladsmiljø. Det er tillige påpeget, at frigivelsen vil afhænge af på hvilken form metallerne tilføres som affald. Nogle undersøgelser har vist, at metallerne ofte tilføres på en form, hvor de er meget lidt tilgængelige, mens andre ud fra sekventiel ekstraktion indikerer, at ca. 30 % af det tilførte metal findes på en tilgængelig form.

Et argument for valg af et stof som relevant parameter i en kildestyrkemodel kan være, at stoffets opløselighed - og dermed potentielle forekomst i perkolatet – vil kunne ændre sig væsentligt på et senere tidspunkt pga. ændringer i pH og redoxforholdene samt den øvrige sammensætning af perkolatet. Dette er primært relevant for de uorganiske sporelementer, men redoxforhold kan også have betydning for udvaskning af andre uorganiske stoffer.

Sporelementernes udvaskelighed vil i princippet være afhængig af eventuelle ændringer i pH og redoxforhold over tid. Derudover vil der kunne ske kompleksering med enten organiske forbindelser eller salte i perkolatet. Betydningen af kompleksering vil dog generelt være størst i be-

gyndelsen af udvaskningsforløbet, hvor koncentrationen af salte og opløst organisk stof er højest og faldende hen imod det tidspunkt, hvor et anlæg skal kunne overgå til passiv tilstand. Dog kan selv relativt lave indhold af organisk stof give anledning til kompleksering af specielt kobber, hvilket vil medføre både en højere opløselighed og en hurtigere transport i grundvandsmagasinet, se også omtale heraf i kapitel 4.3.

På grund af omsætning af organisk materiale i affaldet kan der ske en reduktion både i pH og i redoxpotential (idet ilten bruges i omsætningsprocessen)⁹. Ved lavere redoxpotentiale vil det sulfat, som typisk findes i affaldet i større mængde, kunne reduceres til sulfid, hvilket kan medføre udfældning af en lang række metaller som sulfider. Dette kan så igen medføre en reduktion i pH, idet der ved udfældning af metalsulfider frigives brintioner.

Efter at den største del af det af det organiske materiale er omsat, vil der som beskrevet ovenfor igen kunne komme aerobe forhold i affaldet, hvilket ud over frigivelse af nitrat kan medføre, at sulfiderne genopløses, og mobiliteten af en række sporelementer stiger. Dette vil dog formentligt ske over længere tid og er ikke nødvendigvis indtruffet, når efterbehandlingsperioden ønskes afsluttet.

Som nævnt ovenfor, vil omsætningen af organisk stof generelt medføre en reduktion af pH, hvilket bl.a. vil kunne øge udvaskningen af f.eks. Cd, Ni og Zn. Når pladsen / deponeringsenheden når det tidspunkt, hvor man ønsker at overgå til passiv tilstand, må det antages, at perkolat fra de fleste affaldskategorier vil have et pH relativt tæt på det neutrale område.

For deponeringsanlæg med et højt indhold af restprodukter fra forbrænding eller af bygningsaffald vil det være anderledes, idet pH her starter med at være højt og alt andet lige må forventes at falde over tid, men dog næppe til pH under det neutrale område.

Under reducerede forhold vil en række af metallerne som nævnt ovenfor kunne udfælde som metalsulfider, såfremt der er tilstrækkeligt med svovl-forbindelser til stede. Såfremt der sker en ændring over tid til oxiderende forhold vil metallerne i princippet kunne genopløses, hvilket dog vil være afhængigt af den generelle tilstedeværelse i deponimiljøet og det omgivende jordmiljø af f.eks. jern samt karbonat- og hydroxid-forbindelser. Hvis man således på længere sigt vender tilbage til oxiderede forhold vil især udvaskningen af Cd, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn kunne stige pga. genopløsning af sulfiderne. Dette vil dog som nævnt kunne blive modvirket ved omdannelsen af jern (II) til jern (III), som udfælder som oxid, der har stor sorptionskapacitet i forhold til disse metaller.

For oxyanioner som arsen, krom og vanadium vil ændringer i redoxforholdene kunne ændre den tilstandsform, hvorpå metallet forekommer. Generelt vil arsen af denne grund være mere opløseligt under reducerede forhold end under oxiderede, og dette er væsentligt ved lavere pH, hvorimod det er af mindre betydning ved højt pH. For krom vil evt. Cr(VI) i perkolatet kunne reduceres til det mindre giftige Cr(III) af organisk stof, og Cr(III) vil udfælde som hydroxid. Dog kan der forekomme forøget opløselighed pga. kompleksering af Cr(III) med OH- og organisk stof helt op til pH-værdier omkring 7,5.

Det er set bl.a. ved målinger på deponeringsenheder for shredderaffald, at udvaskningen af As, Ba og V kan stige under iltfattige forhold, formentligt begrundet i, at As og V forekommer som

⁹ Affaldet i nyere danske deponeringsenheder har generelt et faldende indhold af organisk, lettere nedbrydeligt materiale pga. forbuddet mod deponering af forbrændingseget affald (herunder husholdningsaffald) og grænseværdierne for TOC i affald, der må modtages på forskellige enheder.

oxyanioner, der under iltede forhold bindes til udfældede jernoxider. Disse jernoxider vil genopløses under reducerede forhold, hvorved også As og V-forbindelserne genopløses. For Ba gælder det, at under oxiderede forhold udfældes som det tungtopløselige BaSO_4 , som vil opløses under reducerede forhold, hvorved Ba vil kunne mobiliseres (DHI, 2011).

Som det også er opsummeret i Christensen et al (2001), er der altså tale om modsatrettede processer, som gør det svært at konkludere, hvorledes opløseligheden af sporelementerne vil ændre sig på lang sigt. Som det fremgår, vil der være en række af metallerne, der er følsomme over for ændringer i redox, mens Cu og Cr er mest følsomme overfor kompleksering med organisk stof. Hvis der ikke sker en væsentlig øgning af iltindholdet i efterbehandlingsperioden, kan opløseligheden af As, Ba, Cr og V således stadigt være forhøjet i forhold til, hvis der var iltede forhold. Såfremt der retableres iltede forhold vil opløseligheden af Cd, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn kunne stige afhængigt af tilstedeværelsen af især jern. Endvidere vil selv et mindre indhold af opløst organisk stof kunne øge opløseligheden af Cu.

For de organiske stoffer vil redoxforholdene have betydning for en eventuel nedbrydning, som typisk vil være mindre under reducerede end oxiderede forhold. Christensen et al (2001) nævner, at tilstedeværelsen af en større mængde organisk stof i affaldet kan medføre en langsommere nedbrydning af de organiske mikroforureninger, ligesom de på sigt for nogles vedkommende kan blive inkorporeret blivende i den residuale mængde af tungt nedbrydeligt organisk stof.

Her er det således ligeledes vanskeligt at vurdere, hvorledes kildestyrken af de organiske mikroforureninger ændrer sig over tid. Er der ved efterbehandlingsperiodens ophør sket en væsentlig omsætning af organisk stof og en væsentlig geniltning af affaldet, vil det kunne medføre en større nedbrydning af de specifikke organiske mikroforureninger og dermed vil reduktionen af disse kunne øges på dette tidspunkt. Samtidigt vil kildestyrken også kunne reduceres som følge af indbygning af (nogle af) de specifikke organiske mikroforureninger i residualt organisk stof. En kvantificering af disse processer er dog ikke muligt i kildestyrkemodellen.

I forhold til valg af stoffer til brug i risikovurderinger peger ovenstående på, at det vil være hensigtsmæssigt at medtage As, Ba, Cr^{10} , V i forhold til vurdering under reducerede forhold og Cd, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn i forhold til vurdering under geniltede forhold. Derudover bør Cu medtages i forhold til risiko for øget opløselighed pga. kompleksering. Dette er en ganske omfattende liste og andre argumenter i forhold til stofvalget, se kapitel 5.9, kan i sidste ende medføre, at et mindre antal af disse sporelementer medtages på de endelige forslag til stoflister.

5.6 Stoffernes transportmæssige egenskaber

Der er i Bilag 3.1 set på den sammenhængende betydning af, hvor POC placeres i forhold til stoffernes sorptionsegenskaber. Dette bilag, som primært – men ikke udelukkende – omhandler uorganiske stoffer - illustrerer også betydningen af den tid, der modelleres for i forhold til, hvornår den maksimale koncentration for et givet stof kan forventes ved forskellige afstande til POC. Både i deponiet (kilden) og ved transporten frem til POC vil der kunne ske nedbrydning af de organiske stoffer i perkolatet.

¹⁰ Cr vil dog under stærkt oxiderede forhold, f.eks. for slagter og asker, kunne forekomme som Cr (VI) og dermed også have en større opløselighed.

Ved valget af stoffer, der bør kunne modelleres i kildestyrkemodellen, er det forudsat, at der på nuværende tidspunkt ses bort fra denne potentielle nedbrydning. Dette sker for at sikre et konservativt valg af stoffer – men det forhindrer naturligvis ikke, at der i transportmodellen indgår biologisk nedbrydning.

Selv om stoftransporten ikke direkte indgår i kildestyrkebestemmelsen, foreslås det at anvende den forventede transporthastighed i jord og grundvand (hurtig eller langsom) i forbindelse med stofvalget.

I kapitel 4.4 er der i

Tabel 4-5 og Tabel 4-6 med udgangspunkt i oplysningerne og forudsætningerne i Bilag 3.1 vist, at for en deponeringsenhed med en affaldshøjde på 10 m og en umættet zone på 2 m forventes det at tage ca. 500 år for et stof med en fordelingskoefficient, K_d , mellem jord og grundvand på 15 l/kg at nå maksimalkoncentrationen ("toppen") i grundvandet ved POC = 100 m nedstrøms for deponeringsenheden.

Det foreslås derfor, at stoffer med $K_d > 15$ l/kg som udgangspunkt ikke medtages i risikovurderingen, med mindre andre forhold taler for, at de skal inddrages. Dette hænger også sammen med forslaget i kapitel 4.5 om sammenkobling af en afstand til POC på 100 m og en umættet zone på 2 m med en tidshorisont på 500 år.

Fejl! Henvisningskilde ikke fundet. indeholder en oversigt over en række af de parametre, der har betydning for de specifikke organiske parametres transport i jordmediet, nemlig damptryk, opløselighed (i vand) og sorptionskoefficienten. Data er hentet primært fra databasen i Miljøstyrelsens risikovurderingsværktøj for forurenede grunde, JAGG. I Bilag 12 er K_{oc} -værdierne fra **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** blevet anvendt til estimering af K_d -værdier for de anførte organiske stoffer ved at antage to forskellige indhold af organisk kulstof, f_{oc} , i den jord eller jorden i det grundvandsmagasin, som stofferne passerer gennem på vej til POC. Der er anvendt værdier af f_{oc} på henholdsvis 0,1 % og 0,5 % til estimering af K_d ud fra ligningen $K_d = K_{oc} \times f_{oc}$. Disse K_d -værdier er efterfølgende blevet anvendt sammen med K_d -værdierne for metaller m.m. fra Kapitel 4 samt skemaerne i

Tabel 4-5 og Tabel 4-6 til at identificere stoffer, som det er mindre afgørende at medtage i en risikovurdering på grund den lange tid, det vil tage dem at nå frem til POC. Af denne grund kan disse stoffer foreslås undladt på de generelle stoflister.

Omsætningen af en række af perkolatets makrokomponenter i grundvandszonen er bl.a. beskrevet i Christensen et al (2001). Heraf fremgår det blandt andet, at ammonium omsættes til NO_3^- og N_2O , hvorfor koncentrationen af disse stoffer kan stige nedstrøms for et perkolatudslip fra et deponeringsanlæg. Jern og mangan kan i et vist omfang udfældes som sulfider eller karbonater, men kan genopløses ved ændring i redoxforholdene for så evt. at genudfældes som oxider, hvis redoxpotentialet øges længere nedstrøms. Disse forhold kan have betydning for, om stofferne bør medtages ved risikovurdering ved en given type losseplads eller deponeringsenhed.

I samme artikel refereres værdier for K_d i perkolatfaner for en række metaller. Værdierne er både målt i felten og i laboratorieforsøg. Dette er sammenfattet i Tabel 5-17 sammen med ligeledes angivne relative transporthastigheder af metallerne i forhold til grundvandet. Det skal bemærkes, at den relative transporthastighed er stærkt pH afhængig og for de fleste metaller falder

til meget lave værdier når pH overstiger 7,5 (under 0,01). For bl.a. kobber vil den relative transporthastighed stige ved høje pH¹¹, idet andelen af frie metalioner vil stige ved højere pH.

Tabel 5-17 Kd- værdier for tungmetaller i perkolfaner.

Tungmetal	Kd-værdi, l/kg	Relative transporthastigheder
Cadmium	60 - 415	0,01 – 0,15
Nikkel	18 - 55	0,01 – 0,2
Zink	460	0,02 – 0,25
Kobber		0,0001 - 0,2

Sammenlignes disse værdier med de i Kapitel 4 anvendte Kd-værdier, ses det, at de i Kapitel 4 anvendte værdier er konservative bortset fra for nikkel, hvilket betyder, at de beregnede år til at den maksimale koncentrationer nås, må forventes at være væsentligt længere for ikke mineralske deponeringsanlæg. For kobbers vedkommende skal det dog huskes, at det kan mobiliseres DOC/NVOC (se kapitel 4.3).

Christensen et al (2001) citerer Larsen et al (1992) for at konkludere, at sorptionen af organiske mikroforureninger i perkolfaner ikke påvirkes i væsentlig grad af tilstedeværelsen af organisk stof. De sorptionsparametre, der er angivet **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** vil således stadig være et relevant grundlag for at vurdere transporten af organiske mikroforureninger i et perkolfatudslip. Ses der på hvilke organiske mikroforureninger, der har størst opløselighed og mindst sorptionskoefficient (og derfor kan forventes at være mest mobile), vil det som et udgangspunkt for udpegning som potentielle kandidater til stoffisterne dreje sig om følgende stoffer: Mechlprop, simazin, MTBE, phenol, cresolerne, dichlormethan, trichlormethan, 1,1 dichlorethan og 1,2 dichlorethan og benzen.

Med henblik på **ikke** at medtage organiske stoffer, som på grund af sorptionsegenskaber, mv. i praksis først vil nå frem til POC efter meget lang tid, er der på grundlag af sammenhængen mellem Kd og transporttid til POC identificeret et antal stoffer, som det – med mindre der er andre, stedsspecifikke grunde til det – ikke vil være nødvendigt at medtage. Det drejer sig blandt andet om følgende stoffer (se Bilag 17): PCB, DEHP, benz(k)fluoranthren, benz(b)fluoranthren, chrysen, pyren, benz(a)pyren, dibenz(a, h)anthracen, indeno(1,2,3-cd)pyren, DDT-total, para-para-DDT, pentachlorphenol, heptachlor, endrin, diendrin.

5.7 Stoffernes effekter på receptoren

I denne sammenhæng, hvor der refereres generelt til forskellige typer af lossepladser og deponeringsenheder, er der som tidligere nævnt taget udgangspunkt i stoffer, hvis forekomst i vand i forskellige sammenhænge på forhånd underkastet lovmæssig regulering. I Bilag 13 er vist kvalitetskriterier for grundvand, indlandsvand, andet overfladevand og drikkevand baseret gældende lovgivning i juli 2016 – som dog i mange tilfælde efterfølgende er opdateret/ændret:

- Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand. Miljøstyrelsen, opdateret juni 2015 (grundvand).

¹¹ Op til 0,4 – 0,8 ved pH over 7,5 og høje ionstyrker. Dette er dog sjældent relevant i sammenhæng med perkolfaner.

- Bekendtgørelse nr. 439 af 19. maj 2016 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (kvalitetskriterier for indlandsvand (fersk overfladevand) og andet overfladevand (marint)). Er i december 2017 erstattet af BEK 1625/2017.
- Bekendtgørelse nr. 802 af 1. juni 2016 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg(kriterier for drikkevandskvalitet). Det skal nævnes, at denne bekendtgørelse i oktober 2017 er erstattet af BEK 1147/2017.

I et konkret tilfælde kan der derudover være fastsat krav til specifikke vandområder (enten overfladevand eller grundvand) f.eks. i forbindelse med fastlæggelse af vandområdeplanerne. Dette bør således undersøges, når der skal udføres en risikovurdering for et konkret anlæg. Såfremt man har kendskab til, at perkolatet fra en given losseplads eller deponeringsenhed indeholder et stof, som ikke er reguleret i ovennævnte lovgivning, men som i relation til den aktuelle receptor kan være skadelig, må der aftales og foretages en specifik risikovurdering af kilden, transporten og effekten på receptoren af dette stof. Se for eksempel § 9 i BEK 921/2016 (denne bekendtgørelse er i november 2017 erstattet af BEK 1433/2017).

I det nyligt gennemførte projekt om jordforureningers påvirkning af overfladevand (Miljøstyrelsen, 2014) blev der på baggrund af en gennemgang af en lang række jordforureningssager, herunder også forurening fra gamle ukontrollerede lossepladser, opstillet en liste over modelstoffer, som hver repræsenterede en række hyppigt forekommende forureningsstoffer ved forurenede grunde. Modelstofferne er udvalgt på basis af en samlet liste på 232 stoffer (hvoraf nogle er samleparametre, der dækker nogle af de anførte enkeltparametre) og er vist i Bilag 15 sammen med en begrundelse for valget af hvert enkelt modelstof. De anførte modelstoffer må også anses for at være relevante i forbindelse med valg af stoffer til kildestyrkemodellen, primært for de gamle ukontrollerede lossepladser.

Som en del af ovennævnte projekt blev listen af modelstoffer indsnævret til et samlet forslag på følgende 10 stoffer, som forslås optaget på kandidatlisten for stoffer, der bør indgå i risikovurderinger for lossepladser: Ammonium-N, jern (opløst), NVOC, benzen, trichlorethylen, fenol, klorbenzener, MCP, atrazin, arsen.

5.8 Krav til specifikke stoffer i deponeringsrelateret lovgivning

5.8.1 Krav i deponeringsbekendtgørelsen

Deponeringsbekendtgørelsen (Miljøministeriet, 2011) opererer som tidligere beskrevet med en klassificering af affald tilført deponeringsanlæg i 4 klasser:

- Inert affald,
- Mineralsk affald,
- Blandet affald, og
- Farligt affald.

Affald skal, med nogle undtagelser beskrevet i deponeringsbekendtgørelsen, karakteriseres med henblik på at fastlægge, hvilken affaldsklasse det tilhører og dermed hvilke krav, der stilles til de deponeringsenheder, hvorpå det må deponeres. Kravene til karakterisering omfatter krav til måling af faststofindhold og/eller udvaskning af en række stoffer, hvor klassificeringen afhænger af niveauet af de enkelte stoffer. De pågældende stoffer fremgår af Tabel 5-18.

Tabel 5-18 Parametre som skal måles i forbindelse med karakteriseringen af affald til deponering i henhold til deponeringsbekendtgørelsen (BEK 1049/2013).

Deponiklasser	Krav til faststofindhold af stoffer	Krav til udvaskning af stoffer
Deponeringsenheder for inert affald	TOC (< 3 %), BTEX, PCB, C6-C40, PAH, naphthalen	As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, klorid, fluorid, sulfat, phenolindex, DOC
Deponeringsenheder for mineralsk affald (som modtager stabilt, ikke-reaktivt farligt affald)	TOC (< 5 %), pH	As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, klorid, fluorid, sulfat, DOC
Deponeringsenheder for blandet affald	TOC ≥ 5 %	Ingen
Deponeringsenheder for farligt affald	TOC (6 %)	As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, klorid, fluorid, sulfat, DOC

Det foreslås, at stofferne i Tabel 5-18 tages som udgangspunkt ved opstilling af den såkaldte BEK-stofliste, som skal indgå i basis-stoflisterne for de forskellige typer af lossepladser og deponeringsenheder, og som beskriver de stoffer, som bør indgå i risikovurderingen og dermed estimeringen af kildestyrken. I kapitel 5.9 beskrives, hvorledes stoflisterne opstilles og modificeres.

5.8.2 Krav i PRTR lovgivningen

I 2000 vedtog EU-kommissionen at etablere et europæisk forureningsregister med oplysninger om udledninger til luft og vand fra miljøgodkendte virksomheder.

Rapporteringskravene er siden blevet udvidet med vedtagelse af en PRTR-protokol under Århus konventionen, som EU har tilsluttet sig og omsat i en PRTR¹²-forordning. Registreringerne omfatter data om udledninger til jord samt affaldsmængder.

I henhold til PRTR forordningen skal der indberettes en række stoffer udledt til enten luft, vand eller jord og der er i vejledningen angivet en række stoffer, der anses som værende relevante for deponeringsanlæg.

I Bilag 16 er angivet de stoffer, der anses som relevante for deponeringsanlæg i forhold til udledning til vand, samt den tærskelværdi der gælder for, hvornår udledningen skal afrapporteres. I bilaget er ikke medtaget nogle af de pesticider, som findes på PRTR-listen, men som enten aldrig har været tilladt brugt i Danmark, er meget flygtige eller aldrig er fundet i grundvandsovervågningen. En række af pesticiderne har ikke været tilladt i Danmark i mange år og vil i givet fald kun være relevante for de gamle lossepladser; de er markeret med et kryds. Miljøstyrelsen har fået udarbejdet et estimationsværktøj til brug for deponeringsanlæggenes opgørelser; dette værktøj omfatter kun metallerne, da man har skønnet, at det primært er her, der vil kunne ske overskridelse af tærskelværdierne.

PRTR-listens stoffer indgår ikke umiddelbart i metodikken for udvælgelse af stoffer, som bør indgå i en risikovurdering ved en losseplads eller en deponeringsenhed. Listen kan dog eventuelt tjene til inspiration eller checkliste i forbindelse med supplerende af stofflisten på grundlag af sted-specifikke informationer.

¹² PRTR = Pollutant Release and Transfer Register, se også definitioner

5.9 Forslag til vurderingsmetodik

5.9.1 Grundlag for valg af stoffer til risikovurdering

For hver type deponeringsanlæg foreslås et antal stoffer, som bør danne udgangspunkt for kildestyrkebestemmelsen for den pågældende anlægstype. Listerne over disse stoffer, basis-stof-listerne, opstilles på grundlag af generelle data og skal ved konkrete kildestyrkeestimeringer vurderes i relation til stedspecifikke forhold og informationer. Ved udvælgelsen af stofferne til basis-stof-listerne tages udgangspunkt i det datagrundlag, som er beskrevet i de foregående kapitler i dette kapitel. Der tages hensyn til følgende forhold (i det omfang, det nødvendige grundlag er til stede):

- A. Informationer om sammensætningen af perkolat fra den pågældende type deponeringsanlæg.
- B. Informationer om stofudvaskning (fra laboratorie- eller pilotskalaforsøg) fra affaldstyper, som forekommer almindeligt i den pågældende type deponeringsanlæg.
- C. Informationer stoffernes opførsel i kilden (herunder specielt følsomhed over for ændringer i pH, redox-forhold, og følsomhed over for kompleksdannelse (f.eks. med NVOC og klorid)). For organiske stoffer kan også muligheden for nedbrydning både i kilden og i det omgivende miljø spille en væsentlig rolle.
- D. Informationer om stoffernes transportegenskaber i jord og grundvand (især udtrykt som Kd-værdier).
- E. Informationer om stoffernes effekt i receptoren med udgangspunkt i kvalitetskriterier for drikkevand (BEK 802/2016), indlandsvand (som grundvand og fersk overfladevand nu hedder i den nye BEK 439/2016) og andet overfladevand, se kapitel 5.7.

5.9.2 Metodik til valg af stoffer

Opstilling af bruttoliste

For et givet stof kan den foretrukne beslutningsproces, der – hvis det nødvendige grundlag er til stede - afgør, om stoffet skal på basis-stoflisten for den konkrete risikovurdering eller ej, beskrives som følger:

Der opstilles indledningsvis en bruttoliste af kandidatstoffer, som efterfølgende vurderes nærmere.

Bruttolisten opstilles på basis af:

1. Stoffet skal være målt i perkolat fra den givne type deponeringsanlæg (i et signifikant omfang), og der skal findes kvalitetskriterier for stoffet, eller
2. Stoffet skal være målt (i et signifikant omfang) ved udvaskningsforsøg på materialer, som forekommer almindeligt i den pågældende type deponeringsanlæg, og der skal findes kvalitetskriterier for stoffet, eller
3. Det skal være blandt de stoffer, for hvilke der er opstillet grænseværdier for udvaskning¹³ i BEK 1049/2013 i relation til modtagelse på en deponeringsenhed for inert affald, eller

¹³ Suppleret med benz(a)pyren, som indgår i kravene til faststofindhold i inert affald, i tilfælde, hvor der er risiko for direkte udsivning af perkolat til overfladevand uden passage af 1 – 2 meter umættet zone.

4. For lossepladser¹⁴ og deponeringsenheder for blandet affald skal det være et af de stoffer, som er foreslået som modelstoffer i overfladevandsprojektet.

Dette kan, afhængigt af det foreliggende datagrundlag, resultere i en bruttoliste med et ganske betydeligt antal stoffer.

Efterfølgende eliminering fra bruttolisten

Et stof kan så efterfølgende være kandidat til fjernelse fra bruttolisten af følgende årsager:

5. Stoffets koncentration i perkolatet svarende til 90 %-fraktilen¹⁵ (hvor den kan beregnes – ellers må en passende koncentration skønnes, f.eks. på grundlag af udvaskningstests – ved lav L/S-værdi – udført på affaldstyper, som findes i det deponerede affald i væsentlige mængder) kræver en attenuering på mindre end 5 gange for at overholde kvalitetskriterierne for grundvand, drikkevand, indlandsvand og andet overfladevand, og/eller
6. Stoffet transporteres langsomt, dvs. det har en Kd-værdi, som er større end 15 l/kg (ved en tykkelse af umættet zone på 2 m – hvilket siden 2009 har været et mindstekrav (BEK 1049/2013). Dette svarer til transporttider for toppen til POC = 100 m på mere end 500 år). Stoffer kan dog ikke elimineres fra bruttolisten på grund af en høj Kd-værdi for deponeringsenheder og lossepladser placeret tæt ved eller i kontakt med overfladevand og/eller uden forudgående passage gennem mindst 1 meter umættet zone.

Inden der tages en endelig beslutning om fjernelse af et stof fra bruttolisten, foretages der en vurdering af de stoffer, der i henhold til punkterne 5 og 6 egentlig skulle fjernes. Vurderingen foretages på grundlag af stoffernes kemiske og geokemiske egenskaber (følsomhed over for ændringer i pH og redox-potentiale samt mulig kompleksdannelse med opløst organisk stof (NVOC). For organiske stoffer tages deres bionedbrydelighed, samt hvilke nedbrydningsprodukter, der herved kan produceres, også i betragtning. For de relevante stoffer afgør denne vurdering, om de medtages eller udelades.

For nogle stofgruppers vedkommende kan der anvendes et enkelt modelstof, som vælges ud fra en miljømæssigt konservativ betragtning.

I Figur 5-3 er processen beskrevet i form af et beslutningsdiagram.

¹⁴ Nedlagte samt nedlukkede ukontrollerede lossepladser

¹⁵ **: 90%-fraktilen er valgt for at frasortere "outliers", dvs. utypiske eller fejlagtigt høje analyseresultater. Hvis et datasæt er begrænset, vil der ved i stedet at anvende 95 %-fraktilen muligvis være for få målinger i intervallet fra 95% - 100% til at de væsentligste "outliers" kan opdages og frasorteres. Det er selvfølgelig i nogen grad et pragmatisk valg, som der er truffet.

Det foreslå derfor, at denne vurdering foretages samlet som det første skridt i processen med udgangspunkt i de i Tabel 5-18 listede stoffer. Resultatet af dette er vist i Tabel 5-19, og denne BEK-stofliste er således ens for alle typer anlæg og enheder.

Tabel 5-19 Forslag til stoffer, der indgår i risikovurderingen ved alle anlæg og enheder (BEK-stoflisten).

Kriterie	Stoffer
Stoffer, for hvilke der i BEK 1049/2016 er opstillet udvaskningskrav (for enheder placeret tæt på eller i kontakt med en overfladevands-receptor medtages alle disse stoffer)	As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, klorid, fluorid, sulfat, fenol*, DOC/NVOC
Heraf stoffer med Kd > 15 l/kg	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn
Resulterende BEK-stofliste for enheder, som ikke er placeret tæt ved eller i kontakt med en overfladevandsreceptor, og hvor den umættede zone er mindst 1 m tyk	As**, Ba, Cr, Cu***, Mo, Ni****, Sb, Se, klorid, fluorid, sulfat, fenol*, DOC/NVOC
For enheder, som er placeret tæt på en overfladevandsreceptor, og/eller hvor perkolatet ikke passerer gennem mindst 1 m umættet zone, medtages desuden disse stoffer på BEK-listen	Cd, Hg, Pb, Zn, benz(a)pyren*****

* analyseres jf. deponeringsbekendtgørelsen som fenolindex

** As foreslås medtaget generelt, da det er et af modelstofferne i overfladevandsprojektet og pga. risiko for øget opløselighed ved iltfattige forhold

*** Ba og Cr foreslås medtaget generelt pga. risiko for øget opløselighed ved iltfattige forhold, samt for Cr og så ved stærkt oxiderede forhold, f.eks. ved deponeringsenheder for slagger, asker og lignende. Endelig kan opløseligheden af Cr øges ved kompleksering.

**** Cu foreslås medtaget generelt pga. risikoen for væsentligt øget opløselighed ved kompleksering med opløst organisk stof og ved genittede forhold.

***** Ni foreslås medtaget generelt, da der i enkeltundersøgelser er observeret relativt lave Kd-værdier

***** Benz(a)pyren foreslås medtaget for enheder, der er placeret tæt på en overfladevandsreceptor og hvor perkolatet ikke passerer gennem mindst 1 m umættet zone, fordi der er krav om faststofanalyse af stoffet for inert affald, og fordi det indgår som markørstof i BEK 439/2016.

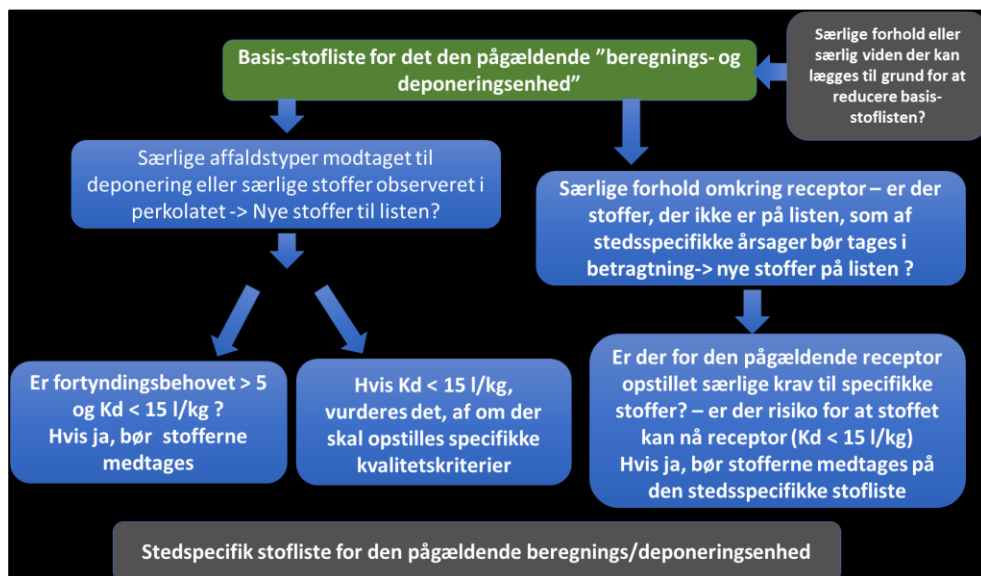
I kapitel 5.7 er de gældende kvalitetskrav for drikkevand, grundvand, indlandsvand og andet overfladevand (marint) diskuteret. Kravene er oplistet i Bilag 14.

5.9.3 Stedspecifik vurdering af basis-stoflister

Ved en konkret risikovurdering skal den relevante basis-stofliste, som er baseret på generelle data, suppleres/reduceres ud fra den stedsspecifikke viden. Vurderingen kan tage sit udgangspunkt i de i af snit 5.10 opstillede forslag til basis-stoflister med stoffer, som bør indgå/tages i betragtning i risikovurderinger ved de forskellige typer af lossepladser og deponeringsenheder.

Basis-listerne bør således altid vurderes kritisk i forhold til de oplysninger, der måtte foreligge eller kan fremskaffes om den faktiske eller forventede sammensætning af perkolatet fra en specifik losseplads eller deponeringsenhed samt særlige forhold og krav til receptor.

I Figur 5-4 ses en oversigt over de forhold og faktorer, som bør indgå i den stedspecifikke tilpasning af de generelle basis-stoflister.



Figur 5-4 Diagram der viser, hvorledes en stedspecifik vurdering af basis-stoflisterne kan foretages.

5.10 Forslag til stofvalg og modelstoffer

5.10.1 Princip for udarbejdelse af konkrete basis-stoflister

Med udgangspunkt i den i kapitel 5.9 beskrevne metodik og den i de tidligere afsnit i Kapitel 5 præsenterede viden om de forskellige anlægstyper kan der opstilles forslag til basis-stoflister for de i Tabel 5-1 oplyste anlægstyper. For deponeringsanlæggene er disse yderligere opdelt på de forskellige typer af enheder for inert, mineralsk, blandet og farligt affald. For nogle stofgrupper stilles der tillige forslag om anvendelse af et specifikt modelstof.

Der foreligger ikke på nuværende tidspunkt et tilstrækkeligt datagrundlag for at anvende de i kapitel 5.9 beskrevne principper "rendyrket" for alle typer lossepladser og deponeringsenheder. I Tabel 5-20 er der for de forskellige anlægstyper og deponeringsenheder givet en oversigt over de aspekter af metodikken, der generelt ligger gode data for, og som derfor kan anvendes som grundlag for opstilling af basis-stoflister for de pågældende anlægs- eller enhedstyper. Disse skal som nævnt altid vurderes i lyset af stedspecifik viden. I rapporten over Fase 2 af Kildestyrkeestimeringen vil der blive stillet forslag til monitoringsprogrammer, som på længere sigt kan medvirke til at forbedre datagrundlaget for valg af relevante stoffer i risikovurderingerne.

Tabel 5-20 Forslag til principper for valg af stoffer, der skal indgå i risikovurderingen for de forskellige typer af anlæg og enheder, baseret på det foreliggende grundlag.

Typen af lossepladser og deponeringsenheder	Datagrundlag for stofvalg
Nedlagte og ukontrollerede (nedlukkede) lossepladser	Der er ikke grundlag for på forhånd at skelne mellem nedlagte og ukontrollerede lossepladser. Der foreligger i databasen over de gamle pladser et godt generelt datagrundlag, og stofferne kan derfor udvælges ved hjælp

Typer af lossepladser og deponeringsenheder	Datagrundlag for stofvalg
Kontrollerede (nedlukkede) lossepladser og deponeringsenheder for blandet affald	af den i kapitel 5.9 beskrevne metodik. Listen omfatter således de modelstoffer, der er udpeget i forbindelse med overfladevandsprojektet. Såfremt formålet med risikovurderingen alene er at vurdere behovet for en indsats på kort sigt, vil man kunne nøjes med at medtage de sidstnævnte modelstoffer. På basis af de foreliggende oplysninger vurderes det, at det affald, som blev deponeret på kontrollerede lossepladser minder om blandet affald, omend det formentlig har indeholdt mere husholdningsaffald, end blandet affald gør i dag. Der foreligger et godt generelt datagrundlag (se Bilag 8), og stofferne kan derfor udvælges ved hjælp af den i kapitel 5.9 beskrevne metodik. Listen omfatter således de modelstoffer, der er udpeget i forbindelse med overfladevandsprojektet.
Deponeringsenheder for inert affald (og fyldpladser)	Der findes kun ganske få deponeringsenheder for inert affald, og de fleste anvendes til jord. Datamaterialet vedrørende perkolatsammensætning er spinkelt. Indtil der foreligger en bredere viden om perkolatsammensætning fra sådanne enheder, foreslås det, at der - ud over de i Tabel 5-18 viste stoffer - medtages stoffer på det følgende grundlag. Der foreligger viden om stofudvaskning for en række af de affaldstyper, der almindeligvis modtages på deponeringsenheder for inert affald, og det er i den sammenhæng vurderet, hvilke af de undersøgte stoffer, der i denne sammenhæng er registreret som kritiske, se kapitel 5.3.9, altså de stoffer hvor overskridelse af udvaskningskravene kan forekomme i væsentligt omfang. Det foreslås, at sådanne stoffer også medtages. Derudover foreslås det, at liste suppleres med følgende organiske stoffer, for hvilke der i BEK 1049/2013 er opstillet krav til faststofindhold i affald, der ønskes deponeret på enheder for inert affald, bortset fra de stoffer, der udelukkes som følge af beslutningsregel 6, dvs. BTEX (benzen foreslås som modelstof), total-kulbrinter (naftalen foreslås som modelstof) og PAH (fluoranthen foreslås som modelstof)¹⁶
Deponeringsenheder for mineralsk affald	Det er vanskeligt at generalisere vedrørende perkolatsammensætningen ved deponeringsenheder for mineralsk affald, da denne ofte vil være domineret af én eller nogle få typer mineralsk affald. Der forventes lave indhold af organiske stoffer. Det foreslås, at anvende samme liste som for enheder for inert affald, bortset fra de tilføjede organiske stoffer, og hvor der ligeledes tages hensyn til de stoffer, der er noteret som kritiske i forbindelse med udvaskningstest udført på affaldstyper, der typisk modtages på enheder for mineralsk affald, se kapitel 5.3.9. Listen bør suppleres baseret på kendskab til perkolat/udvaskning fra de typer mineralsk affald, der findes på enheden.
Deponeringsenheder for farligt affald	For deponeringsenheder for farligt affald bør en stofliste baseres på konkret viden om den eksisterende/forventede perkolatsammensætning. Dog bør stofferne fra listen i Tabel 5-19 altid indgå. For én type deponeringsenheder for farligt affald, nemlig deponeringsenheder for shredderaffald, findes der en del perkolatdata, og for disse enheder kan listen opstilles ved hjælp af metodikken i kapitel 5.9.

Specialdepoter kan i princippet høre under såvel enheder for mineralsk affald eller enheder for farligt affald i denne sammenhæng.

¹⁶ Det kan bemærkes, at EU-kriterierne for modtagelse af affald på enheder for inert affald faktisk er beregnet ud fra en forudsætning om, at påvirkningen af grundvand uden membran og perkolatopsamling fra starten sikrer, at kvalitetskriterierne ikke overskrides ved POC = 20 m. For IA0 svarer disse grænseværdier stort set til de danske.

5.10.2 Forslag til basis-stofliste for nedlagte og ukontrollerede lossepladser

Med udgangspunkt i principperne i Tabel 5-20 er der i Tabel 5-21 opstillet et forslag til stoffer, som bør medtages i forbindelse med risikovurderinger ved nedlagte og ukontrollerede lossepladser. Evalueringen i forhold til punkt 5 er baseret på de i

Tabel 5-14 viste koncentrationsniveauer, se i øvrigt Bilag 17 med hensyn til evaluering i forhold til punkt 6.

Indledningsvis medtages de i Tabel 5-19 nævnte stoffer, som dog kan udelades, hvis formålet alene er at vurdere, om der på kort sigt er behov for en indsats mod en forurening fra lossepladsen. Hvis disse stoffer medtages, kan Cd, Hg, Pb og Zn udelades pga. forholdsvis høje Kd-værdier, med mindre POC er en overfladevandsreceptor tæt på enheden og/eller perkolatet ikke først passerer gennem mindst 1 m umættet zone.

Modelstofferne fra overfladevandsprojektet medtages under alle omstændigheder.

Fluouranthen medtages som modelstof for PAH, da den er hyppigt forekommende og har en forholdsvis lav Kd-værdi (dog højere end 15 l/kg).

Benz(a)pyren medtages, da den er nævnt i BEK 439/2016 som markørstof for PAH'er, men da den har en høj Kd-værdi (10 gange højere end fluouranthen), kan den udelades, med mindre POC er en overfladevandsreceptor tæt på enheden og/eller, hvor perkolatet ikke først passerer gennem mindst 1 m umættet zone.

Tabel 5-21 Forslag til stoffer, som skal medtages ved risikovurdering for nedlagte og nedlukkede, ukontrollerede lossepladser.

Stof	BEK-stofli-stestof, Tabel 5-19	Modelstof i overfladevandsprojek-tet	Punkt 5: 90 %-fraktilen overskrider det lave-ste kvalitetskrav med mere end en faktor 5	Kommentar
Ammonium-N		X	X	
Antimon (Sb)	X			Note A
Arsen (As)	X		X	
Atrazin		X		
Barium (Ba)	X		.	Note A
Benz(a)pyren	X		X	Note B
Benzen		X	X	Modelstof for BTEX, hvor pkt. 5 gælder for alle
Bly (Pb)	(X)			Note A, Note B
Cadmium (Cd)	(X)			Note A, Note B
DOC/NVOC	X	X	X	
Fenol	X		X	
Fluoranthen			X	Modelstof for PAH, hvor pkt. 5 gælder for adskillige
Fluorid (F ⁻)	X			Note A
Jern, opløst		X	X	.
Klorbenzener		X		

Stof	BEK-stofli- stestof, Tabel 5-19	Modelstof i overflade- vandsprojek- tet	Punkt 5: 90 %-fraktilen overskrider det lave- ste kvalitetskrav med mere end en faktor 5	Kommentar
Klorid (Cl ⁻)	X			Note A
Kobber (Cu)	X			Note A
Krom (Cr-total)	X		X	Note A
Kviksølv (Hg)	(X)			Note A, Note B
MCCP		X		
Molybdæn (Mo)	X			Note A
Naftalen			X	
Nikkel (Ni)	X			Note A
Selen (Se)	X			Note A
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	X			Note A
Trichlorethylen		X		
Zink (Zn)	(X)			Note A, Note B

Note A: Stofferne medtages, hvis formålet er at udføre en generel risikovurdering, men ikke hvis formålet er at vurdere, om der kort sigt er behov for en indsats (med mindre, der er stedspecifikke årsager til at medtage dem).

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.

I forbindelse med en konkret risikovurdering bør der selvfølgelig altid i forbindelse med valg af relevante stoffer tages højde for den viden, som måtte foreligge om konkret deponeret affald og konkret sammensætning af perkolatet.

5.10.3 Forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for blandet affald og kontrollerede lossepladser

I Tabel 5-23 ses de stoffer, der er foreslået på basis-stoflisten for deponeringsenheder for blandet affald og kontrollerede (nedlukkede) lossepladser ved hjælp af proceduren beskrevet i kapitel 5.9, og hvor der har været et stort datasæt til rådighed. Evalueringen i forhold til punkt 5 er baseret på de i Tabel 5-16 viste koncentrationsniveauer, se også beregningerne i Bilag 12 og Bilag 17.

I Tabel 5-22 ses de stoffer fra datasættet for perkolat fra deponeringsenheder for blandet affald, som ved sammenligning med et af de fire sæt vandkvalitetskriterier har nødvendige attenueringer større end 5 (det fremgår endvidere, hvilke stoffer der har NA-værdier større end 10). Denne bruttoliste danner grundlag for forslaget til basis-stofliste for deponeringsenheder for blandet affald og kontrollerede lossepladser. Stoffer med NA større end 5, men mindre end 10, er vist med grøn skygge.

Tabel 5-22 Bruttoliste resulterende fra sammenligning af 90%-fraktiler for perkolat-sammensætning med kvalitetskriterier for vand (Bilag 12) for enheder for blandet affald. DVK refererer til krav til drikkevand, GVK til grundvand, ILVK til indlandsvand og AOVK til andet overfladevand.

Nødvendig attenuering	AOVK og ILVK	DVK (yderligere)	GVK (yderligere)
NA ≥ 10	Bisphenol A	NH ₃ /NH ₄ -N	
NA ≥ 10	Benz(a)pyren	Fe	
NA ≥ 10	As	NVOC	

Nødvendig attenuering	AOVK og ILVK	DVK (yderligere)	GVK (yderligere)
NA ≥ 10	Cu	C6-C35	
NA ≥ 10	V	K	
NA ≥ 10	B	Sum af phtalater - DEHP	
NA ≥ 10	Dibenz(a,h)anthracen	Sulfid-S	
NA ≥ 10	Cd	Total-P	
NA ≥ 10	Co	Klorid	
NA ≥ 10	Pyren	Sb	
NA ≥ 10	Xylener*	Phenol	
NA ≥ 10	Se	Phenoler	
NA ≥ 10	Ni		
NA ≥ 10	Zn		
NA ≥ 10	Mn		
NA ≥ 10	Benz(a)anthracen		
NA ≥ 10	Cr-tot		
NA ≥ 10	Pb		
NA ≥ 10	Chrysen*		
NA ≥ 10	Ba		
10 ≥ NA ≥ 5	Fluoranthen	Na	Diklormethan
10 ≥ NA ≥ 5	Mo*	Pentaklorphenol	
10 ≥ NA ≥ 5	Phenol*	Sulfat	

*: Kun AOVK

Modelstofferne fra overfladevandsprojektet medtages under alle omstændigheder.

Fluouranthen medtages som modelstof for PAH, da den er hyppigt forekommende og har en forholdsvis lav Kd-værdi (dog højere end 15 l/kg).

Benz(a)pyren medtages, da den er nævnt i BEK 439/2016 som markørstof for PAH'er, men da den har en høj Kd-værdi (10 gange højere end fluouranthen), kan den udelades, med mindre POC er en overfladevandsreceptor tæt på enheden, og perkolatet ikke først passerer gennem mindst 1 m umættet zone.

Total-P medtages, men Sulfid-S medtages ikke, da den enten vil transporteres meget langsomt eller blive omdannet til sulfat, som allerede er med.

Tabel 5-23 Forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for blandet affald og ned-lukkede, kontrollerede lossepladser.

Stof	BEK-stofliste- stof, Tabel 5-19	Modelstof i over- fladevandsprojek- tet	Punkt 5: 90 %- fraktilen overskri- der det laveste kvalitetskrav med mere end en fak- tor 5	Kommentar
Ammonium-N		X	X	
Antimon (Sb)	X			
Arsen (As)	X	X	X	
Atrazin		X		
Barium (Ba)	X		X	

Stof	BEK-stofliste- stof, Tabel 5-19	Modelstof i over- fladevandsprojek- tet	Punkt 5: 90 %- fraktilen overskri- der det laveste kvalitetskrav med mere end en fak- tor 5	Kommentar
Benz(a)pyren	X		X	Note B
Benzen		X	X	Modelstof for BTEX, hvor pkt. 5 gælder ethylben- zen
Bisfenol A			X	
Bly (Pb)	(X)			Note B
Bor (B)			X	
C6-C35			X	Note B
Cadmium (Cd)	(X)		X	Note B
DOC/NVOC	X	X	X	
Fenol	X		X	
Fluoranthren			X	Modelstof for PAH, hvor pkt. 5 gælder for adskil- lige enkeltstoffer
Fluorid (F ⁻)	X			
Jern, opløst		X	X	
Kalium (Ka)			X	
Klorbenzener		X		
Klorfenoler			X	
Klorid (Cl ⁻)	X		X	
Kobber (Cu)	X			
Krom (Cr-total)	X		X	
Kviksølv (Hg)	(X)			Note B
Mangan (Mn)			X	
MCPP		X		
Molybdæn (Mo)	X		X	
Naftalen			X	
Natrium (Na)			X	
Nikkel (Ni)	X			
Nonylphenol			X	
Phtalater bortset fra DEHP			X	
Selen (Se)	X		X	
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	X		X	
Total-P			X	
Trichlorethylen		X		
Vanadium (V)			X	
Zink (Zn)	(X)			Note 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.

I forbindelse med en konkret risikovurdering bør der selvfølgelig altid i forbindelse med valg af relevante stoffer tages højde for den viden, som måtte foreligge om konkret deponeret affald og konkret sammensætning af perkolatet.

5.10.4 Forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for inert affald (og fyldpladser)

På basis af de foreliggende oplysninger og principperne for stofvalg beskrevet i Tabel 5-20 er der i Tabel 5-24 opstillet forslag til stoffer, der bør medtages i en risikovurdering for deponeringsenheder for inert affald. Registrering af væsentlige stoffer er baseret på oplysningerne i Tabel 5-10 og Tabel 5-11.

Tabel 5-24 Forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for inert affald (og fyldpladser).

Stof	BEK-stofliste-stof, Tabel 5-19	Krav til faststof-koncentration i BEK 1049/2013	Registreret som væsentligt ved karakterisering af affaldstyper under inert affald	Kommentar
Antimon (Sb)	X			
Arsen (As)	X			
Barium (Ba)	X			
Benzen		X		Modelstof for BTEX
Benz(a)pyren	X			Note B
Bly (Pb)	(X)			Note B
Cadmium (Cd)	(X)			Note B
DOC/NVOC	X		X	
Fenol	X			
Fluoranthren		X		Modelstof for PAH
Fluorid (F ⁻)	X		X	
Klorid (Cl ⁻)	X		X	
Kobber (Cu)	X		X	
Krom (Cr-total)	X		X	
Kviksølv (Hg)	(X)			Note B
Molybdæn (Mo)	X			
Naftalen		X	X	Modelstof for to-talkulbrinter
Nikkel (Ni)	X			
Selen (Se)	X			
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	X		X	
Zink (Zn)	(X)			Note 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.

PCB er som tidligere nævnt også på listen over faststofanalyser for inert affald i BEK 1049/2013, men foreslås ikke medtaget pga. af høje K_d-værdier.

I forbindelse med en konkret risikovurdering bør der selvfølgelig altid i forbindelse med valg af relevante stoffer tages højde for den viden, som måtte foreligge om konkret deponeret affald og konkret sammensætning af perkolatet.

5.10.5 Forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for mineralsk affald

Der findes data for perkolat fra mineralsk affald, men sammensætningen er helt afhængig af, hvad der er deponeret. Mineralsk affald placeres ofte i mono-enheder, dvs. enheder, som næsten kun modtager én slags affald eller flere affaldstyper, der ligner hinanden (f.eks. forskellige asker). Stedspecifik viden er derfor vigtig, når der planlægges en risikovurdering ved en deponeringsenhed for mineralsk affald. Perkolat fra mineralsk affald er generelt karakteriseret ved at have et lavt indhold af organiske stoffer. I Tabel 5-25 er opstillet et forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for mineralsk affald efter de i Tabel 5-20 opstillede principper. Registrering af væsentlige stoffer er baseret på oplysningerne i Tabel 5-10 og Tabel 5-11.

Tabel 5-25 Forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for mineralsk affald.

Stof	BEK-stoflistestof, Tabel 5-19	Registreret som væsentligt ved karakterisering af affaldstyper under mineralsk affald	Kommentar
Antimon (Sb)	X		
Arsen (As)	X	X	
Barium (Ba)	X		
Benz(a)pyren	X		Note B
Bly (Pb)	(X)		Note B
Cadmium (Cd)	(X)		Note B
DOC/NVOC	X	X	
Fenol	X		
Fluorid (F ⁻)	X	X	
Kalium (K)		X	Noteret for slagge og asker
Klorid (Cl ⁻)	X	X	
Kobber (Cu)	X		
Krom (Cr-total)	X	X	
Kviksølv (Hg)	(X)		Note B
Molybdæn (Mo)	X	X	Noteret for kulflyveaske
Natrium (Na)		X	Noteret for slagge og asker
Nikkel (Ni)	X		
Selen (Se)	X		
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	X	X	
Zink (Zn)	(X)		Note 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.

I forbindelse med en konkret risikovurdering bør der selvfølgelig altid i forbindelse med valg af relevante stoffer tages højde for den viden, som måtte foreligge om konkret deponeret affald og konkret sammensætning af perkolatet.

5.10.6 Forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for farligt affald

For deponeringsenheder for farligt affald bør en stofliste baseres på konkret viden om den eksisterende/forventede perkolatsammensætning. Dog bør stofferne fra listen i Tabel 5-19 altid indgå. Stoffer, der har haft betydning for klassificeringen, vil naturligt indgå på baggrund af udvaskningsegenskaberne.

For én type deponeringsenheder for farligt affald, nemlig deponeringsenheder for shredderaffald, findes der en del perkolatdata, og for disse enheder kan basis-stoflisten opstilles ved hjælp af metodikken beskrevet i kapitel 5.9. Grundlaget for dette kan være perkolatdata i Bilag 10 og udvaskningsdata fra lysimeterforsøg med shredderaffald, se Tabel 5-13, samt beregningerne i Bilag 13. I Tabel 5-27 er opstillet et forslag til relevante stoffer for deponeringsenheder med shredderaffald. Det kan nævnes, at sulfid, trods $NA \gg 5$, ikke medtages pga. transport- og omdannelsesegenskaber.

I Tabel 5-26 ses de stoffer fra datasættet for perkolat fra deponeringsenheder for shredderaffald, som ved sammenligning med et af de fire sæt vandkvalitetskriterier har nødvendige attenueringer større end 5 (det fremgår endvidere, hvilke stoffer der har NA-værdier større end 10). Stoffer med NA større end 5, men mindre end 10, er vist med grøn skygge. Denne bruttoliste danner grundlag for forslaget til basis-stofliste for deponeringsenheder for shredderaffald.

Tabel 5-26 Bruttoliste resulterende fra sammenligning af 90%-fraktiler for perkolat-sammensætning med kvalitetskriterier for vand (Bilag 13) for enheder for shredderaffald. DVK refererer til krav til drikkevand, GVK til grundvand, ILVK til indlandsvand og AOVK til andet overfladevand.

Nødvendig attenuering	AOVK og ILVK	DVK (yderligere)	GVK (yderligere)
NA ≥ 10	As	Ammonium-N	
NA ≥ 10	Cu	Sulfid-S	
NA ≥ 10	Sum af xylener	Total-P	
NA ≥ 10	Dibenz(a,h)anthracen	C6-C35	
NA ≥ 10	Benz(a)pyren	NVOC	
NA ≥ 10	Pb	Fe	
NA ≥ 10	Ni	K	
NA ≥ 10	Pyren	Klorid	
NA ≥ 10	Zn	Benzen	
NA ≥ 10	Mo*	Na	
NA ≥ 10	Se		
NA ≥ 10	Benz(a)anthracen*		
NA ≥ 10	Ethylbenzen*		
NA ≥ 10	Cd**		
NA ≥ 10	Fluoranghen		
10 ≥ NA ≥ 5	Chrysen/Triphenylen		
10 ≥ NA ≥ 5	Cr		
10 ≥ NA ≥ 5	Hg		
10 ≥ NA ≥ 5	Toluen*		

*:Kun AOVK **: Kun ILVK

Fluouranthen medtages som modelstof for PAH, da den er hyppigt forekommende og har en forholdsvis lav Kd-værdi (dog højere end 15 l/kg).

Benz(a)pyren medtages, da den er nævnt i BEK 439/2016 som markørstof for PAH'er, men da den har en høj Kd-værdi (10 gange højere end fluouranthen), kan den udelades, med mindre POC er en overfladevandsreceptor tæt på enheden, og perkolatet ikke først passerer gennem mindst 1 m umættet zone.

Total-P medtages, men Sulfid-S medtages ikke, da den enten vil transporteres meget langsomt eller blive omdannet til sulfat, som allerede er med.

Tabel 5-27 Forslag til basis-stofliste for deponeringsenheder for shredderaffald.

Stof	BEK-stoflistestof, Tabel 5-19	Punkt 5: 90 %-fraktilen overskrider det laveste kvalitetskrav med mere end en faktor 5	Kommentar
Ammonium		X	
Antimon (Sb)	X		
Arsen (As)	X	X	
Barium (Ba)	X		
Benz(a)pyren		X	Note B
Benzen		X	Modelstof for BTEX, hvor pkt. 5 gælder for alle
BI5/BOD			Overskridelse af vejle- dende udledningsgræn- ser, Note B
Bly (Pb)	(X)	X	Note B
C6-C35		X	Note B
Cadmium (Cd)	(X)	X	Note B
COD			Overskridelse af vejle- dende udledningsgræn- ser, Note B
DOC/NVOC	X	X	
Fenol	X		
Fluoranthen		X	Modelstof for PAH, hvor pkt. 5 gælder for flere
Fluorid (F ⁻)	X		
Jern (opløst)		X	
Kalium (K)		X	
Klorid (Cl ⁻)	X	X	
Kobber (Cu)	X		
Krom (Cr-total)	X	X	
Kviksølv (Hg)	(X)		Note B
Mangan (Mn)		X	
Molybdæn (Mo)	X	X	
Naftalen	X		Modelstof for totalkulbrin- ter, hvor pkt. 5 gælder for flere enkeltkulbrinter
Natrium (Na)		X	
Nikkel (Ni)	X		
Selen (Se)	X	X	
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	X		

Stof	BEK-stoflistestof, Tabel 5-19	Punkt 5: 90 %-fraktilen overskrider det laveste kvalitetskrav med mere end en faktor 5	Kommentar
Total P		X	
Zink (Zn)	(X)		

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.

5.10.7 Spulefelter/deponeringsenheder for havsedimenter

Der er ikke opstillet nogen basis-stofliste for spulefelter (deponeringsenheder med yderligere reducerede krav), da såvel risikovurdering som stofvalg ved risikovurderinger for spulefelter er behandlet grundigt i Miljøstyrelsens "Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.)" fra 13/09 2010. Der henvises i stedet til denne vejledende udtalelse.

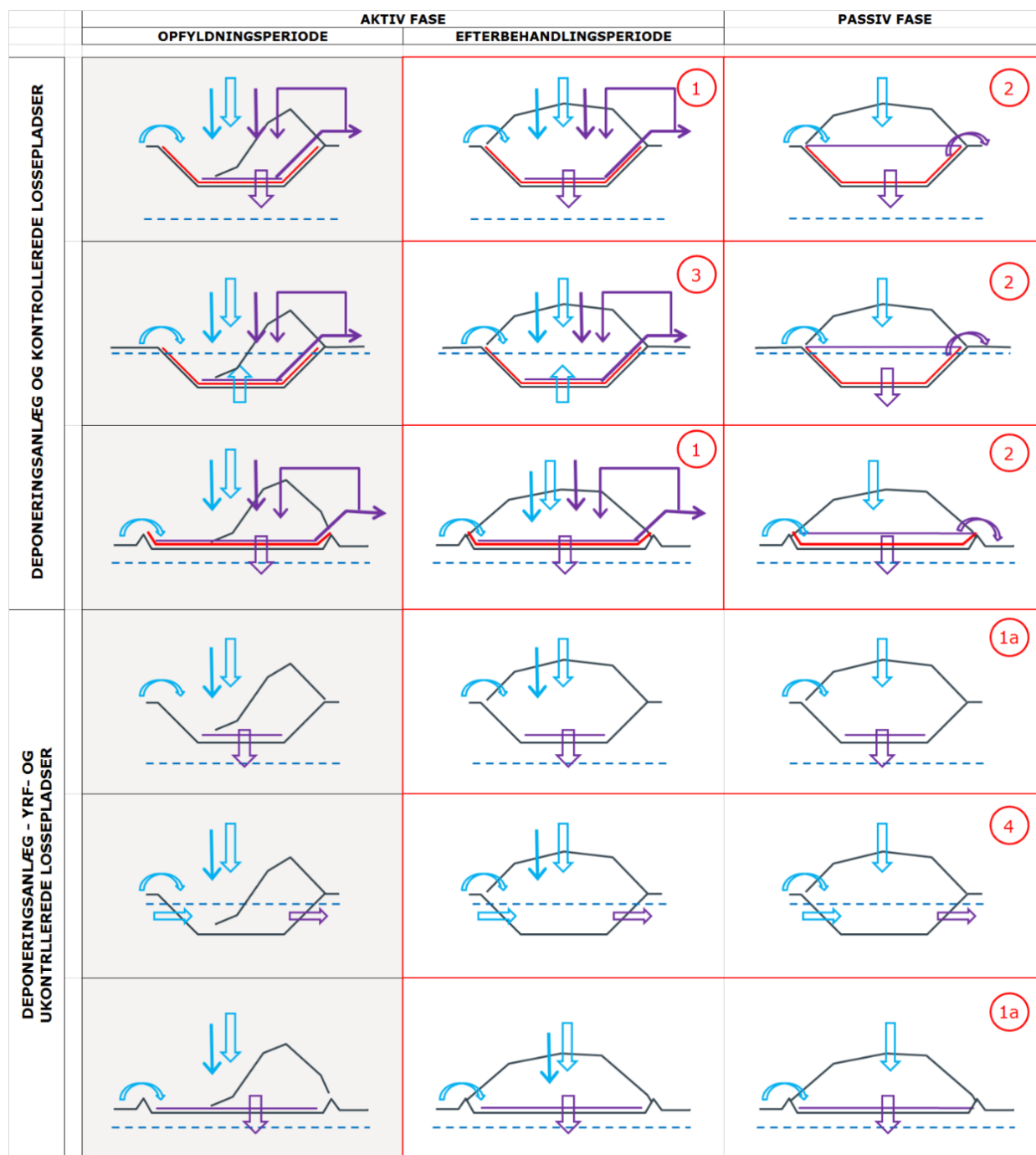
5.11 Referencer vedrørende stofvalg

- Andersen et al (2015): Vurdering af kildestyrken fra nedlukkede og bestående deponeringsanlæg, Miljøprojekt under udarbejdelse (herunder data fra Erisda samt supplerende dataserier fra 19 deponeringsanlæg)
- AV Miljø (2011): Landfill Aftercare. Shredder waste and mixed waste. Draft Final Report.
- Baun, A., Ledin, A., Reitzel, L.A., Bjerg, P.L. & Christensen, T.H. (2004): Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills - chemical analysis and toxicity tests. Water Research, 38, 3845-3858
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J. & Heron, G. (2001): Biogeochemistry of landfill leachate plumes. Applied Geochemistry, 16, 659-718.
- Deponet (2016): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald. Aktivitet 1: Kortlægning af sammensætning og håndtering af (især) blandet affald.
- DHI (2011): Deponering af shredderaffald. Undersøgelse af driftsforhold til nedbringelse af efterbehandlingstiden. Statusrapport 2010 til Reno Djurs I/S. Juli 2011.
- Fredenslund, A. (2004): Deponeringsanlægget AV Miljø. Udvikling af deponeringsanlægget AV Miljø - Et dynamisk samarbejde mellem AV Miljø og Miljø & Ressourcer DTU. Baggrundsrapport.
- Jørgensen, M. og P. Kjeldsen (1995): Kildestyrkevurdering af gamle lossepladser. Miljøprojekt nummer 16, 1995. Miljøstyrelsen.
- Kjeldsen, et al (2002): Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 32(4).
- Landfill database ver. 2007 (Access)
- Lossepladser_1996_2002 (Excel)
- Metoder til opgørelse af emissioner fra danske deponeringsanlæg til brug for PRTR-indrapportering, 2008
- Miljø- og Fødevareministeriet (2016): Bekendtgørelse nr. 439 af 19. maj 2016 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand

- Miljø- og Fødevareministeriet (2016): Bekendtgørelse nr. 802 af 1. juni 2016 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg
- Miljøstyrelsen (1974): Vejledning for kontrollerede lossepladser, Miljøstyrelsen, nr. 1, 1974
- Miljøstyrelsen (1981): Vejledning for bortskaffelse af olie- og kemikalieaffald, Miljøstyrelsen, nr. 41, 1981
- Miljøstyrelsen (1982): Vejledning i affaldsdeponering, Miljøstyrelsen, nr. 4 1982
- Miljøstyrelsen (1983): Mængde og sammensætning af perkolat fra affaldsdepoter. Miljøprojekt. Udarbejdet af Rambøll & Hannemann og VKI.
- Miljøstyrelsen (1995): Kildestyrkevurderinger af gamle lossepladser. Projekt om jord og grundvand, No. 16. Udarbejdet af Institut for Miljøteknologi, DTU.
- Miljøstyrelsen (1996): Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand, bind 1 og 2. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, no. 19 og 20. Udarbejdet af Institut for Miljøteknologi, DTU.
- Miljøstyrelsen (1997): Affaldsdeponering, Miljøstyrelsen, vejledning nr. 9, 1997
- Miljøstyrelsen (1999): Vejledning til bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4
- Miljøstyrelsen (2002): Etablering af praktisk anvendelige procedurer for accept af affald på deponeringsanlæg. Fase 1. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 11 2002. Udarbejdet af Carl Bro A/S.
- Miljøstyrelsen (2006): Måling af tungmetaller i dansk dagrenovation og småt brændbart. Miljøprojekt nr. 1085. Udarbejdet af DTU.
- Miljøstyrelsen (2008): Metoder til opgørelse af emissioner fra danske deponeringsanlæg til brug for PRTR-indrapportering
- Miljøstyrelsen (2009): Håndtering af lettere forurenede jord. Fase 1. Miljøprojekt Nr. 1285. Udarbejdet af DHI.
- Miljøstyrelsen (2010a): Deponeringskapacitet i Danmark - i perioderne 2009-12 og 2013-20. Miljøprojekt Nr. 1318. Udarbejdet af COWI.
- Miljøstyrelsen (2010b): Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.)
- Miljøstyrelsen (2011): Affaldsstatistik 2009 og Fremskrivning af affaldsmængder 2011-2050. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 4.
- Miljøstyrelsen (2013): notat om blandingszoner
- Miljøstyrelsen (2014a): Afslutning af efterbehandlingen på deponeringsanlæg. Udkast. Udført af DHI og GEUS.
- Miljøstyrelsen (2014b): Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 1. Relevante stoffister og relationer til brancher/aktiviteter. Miljøprojekt nr. 1564
- Miljøstyrelsen (2014c): Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand. Miljøprojekt 1575
- Miljøstyrelsen (2014d): Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 2. Afstandskriterier og fanebredder. Miljøprojekt 1565

- Miljøstyrelsen (2014e): Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 3. Relationer mellem stoffer, koncentrationer og fluxe. Miljøprojekt 1574
- Miljøstyrelsen (2014f): Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 4. Vurdering af fortynding i vandløb ved påvirkning fra forurenede grunde. Miljøprojekt 1572
- Miljøstyrelsen (2014g): Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 6. Systematisering af data og udvælgelse af overfladevandstruende jordforureninger. Miljøprojekt 1573.
- Naturstyrelsen (2012): Baggrundsnotat om beregningsgrundlag og kravværdier. Vanddistrikt II. Naturstyrelsen 6. december 2012.
- NOVA (2003). Overvågning af miljøfremmede stoffer i ferskvand. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 17. Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser.
- Overheu, N., Tuxen, N., Flyvbjerg, J., Binning, P.J. og Bjerg, P.L., 2012. Håndbog for risikobaseret prioritering af grundvandstruende punktkilder, Miljøprojekt nr. 1439, Miljøstyrelsen.
- Oversigt over hvilke data anlæggene måler for, dateret januar 2015 (Excel)
- Region Syddanmark (2011): Risikovurdering af punktkilder i grundvandsområdet Børkop-Follerup- Kongsted. Rapport udarbejdet af Orbicon.
- Susset, B. & Gratwohl, P. (2011): Leaching standards for mineral recycling materials – A harmonized regulatory concept for the upcoming German Recycling Decree. Waste Management, vol. 31, pp. 201–214
- Videncenter for Jordforurening (2012). Offentlige arkiver og andre kilder til kortlægning af losse- pladser og forurenende virksomheder før 1950. Teknik og Administration, Nr. 1 2012, Videncenter for Jordforurening

Bilag 1. Oversigt over modelscenarier



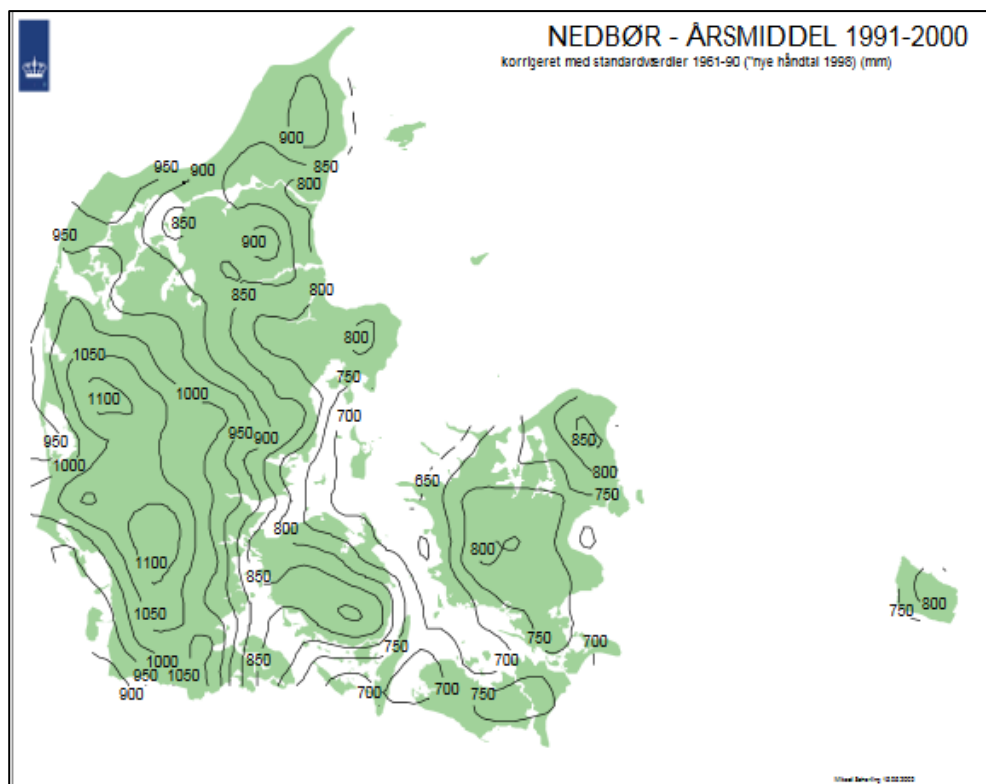
Note: Forskellen på 1. og 3. række for deponeringsanlæg og kontrollerede lossepladser er, hvorvidt anlægget er etableret i en "grav" eller som en "bakke" over terræn

Bilag 2. Beskrivelse af de enkelte vand- og perkolatstrømme i de konceptuelle vandbalancescenarier

Indgående strømme

Nedbør (Q_1) (ubelastet vand)

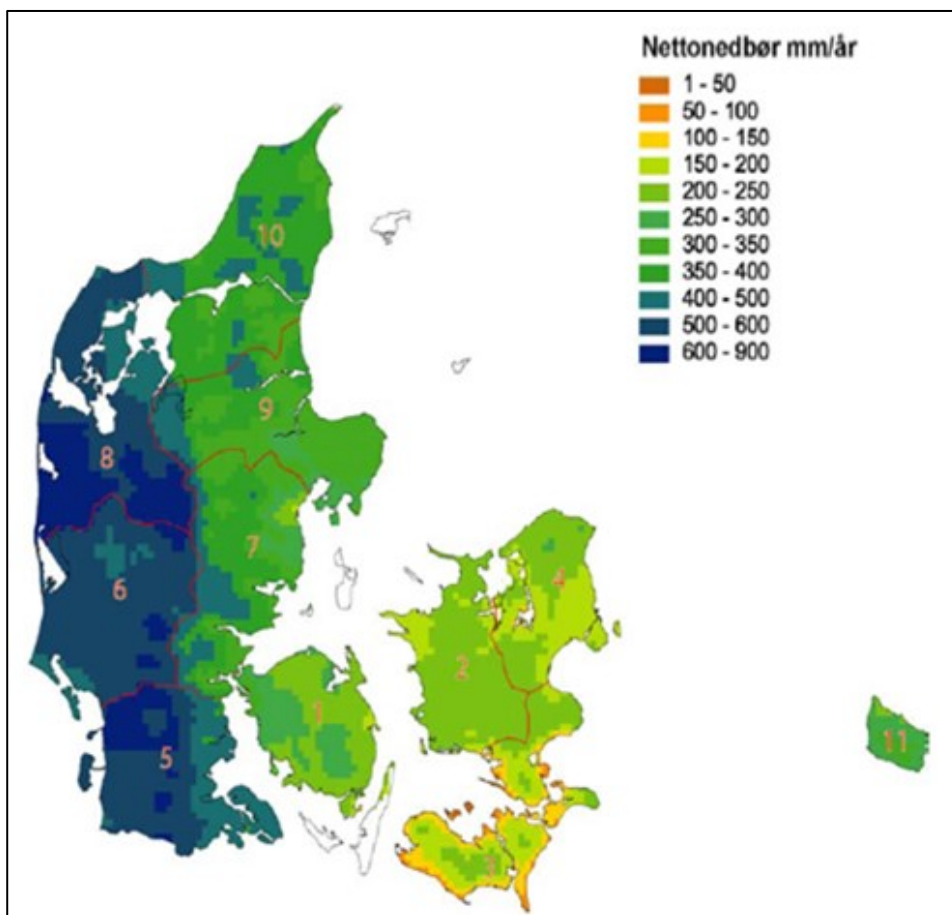
Når man bruger nedbør i sammenhæng med fordampning, er det den såkaldte korrigerede nedbør, der skal anvendes. DMI's målere er ikke anbragt i terræn, og derfor vil vinden omkring målerens top medføre, at ikke al nedbør havner i måleren, specielt når der er tale om sne. Desuden vil der i forbindelse med hver nedbørshændelse sidde en film af nedbør tilbage i måleren. Denne film vil fordampe og dermed ikke blive målt. Værdier for korrigeret nedbør skal bruges i forbindelse med beregninger, hvor potentiel evapotranspiration (potentiel fordampning) indgår. Figur B2.1 viser, hvorledes årsmiddelnedbøren varierer geografisk i Danmark.



Figur B2.1 Regional fordeling af observeret nedbør (1991-2000), udarbejdet på baggrund af Scharling & Kern-Hansen 2002. Vandkredsløbets regionale variationer og klimainput til den nationale vandressourcemodel. Hans Jørgen Henriksen, GEUS. Claus Kern-Hansen, DMI. Niels Bering Ovesen, DMU.

Udtrykket nettonedbør bruges traditionelt om nedbør minus den aktuelle fordampning. Figur B2.2 viser nettonedbørens fordeling over Danmark som tidligere beregnet (90'erne). Når nedbør er den eneste vandtilstrømning til deponeringsanlæggets overflade, er nettonedbøren et muligt estimat for perkolatdannelsen.

Der gives dog mulighed for også at inddrage tykkelse af toplag, jordtype og bevoksning på anlægget til justering af perkolatdannelsen, da disse forhold ligesom forekomst af sne og frost har en markant indflydelse på forholdet mellem nedbør og perkolatdannelse.



Figur B2.2 Geografisk fordeling af nettonedbør i Danmark. Kilde: Henriksen & Sonnenborg (2003).

Overfladetilstrømning (Q_5) (ubelastet vand)

Som følge af regn eller oversvømmelser vil der kunne ske en tilstrømning af overfladevand fra højere beliggende arealer i forbindelse med regnskyl, og en del af denne kunne eventuelt strømme videre til deponeringsanlæggets overflade. Det forventes IKKE, at dette sker kontinuert, men brugeren af modellen/værktøjet må i givet fald give et skøn på, hvor ofte det sker, og hvor store mængder vand, der drejer sig om.

Tilførsel af rent vand (Q_3) (ubelastet vand)

Med henblik på at opnå en hurtigere udvaskning af miljøproblematisk stoffer fra affaldet kan der tænkes tilført rent vand til deponeringsanlæggets overflade eller de øvre lag under overfladen. Det kan ske kontinuert eller i perioder. I givet fald vil dette formentlig kun finde sted på deponeringsanlæg med membran. En eventuel tilførsel vil formentlig næsten altid finde sted under overfladen for at undgå fordampningstab.

Tilførsel af recirkuleret perkolat fra samme enhed (Q₄) (perkolatbelastet vand)

Med henblik på at opnå en bedre gasdannelse (og eventuelt en hurtigere udvaskning af letopløselige salte) kan man tilbageføre perkolat til eller under deponeringsanlæggets overflade. Det kan ske kontinuert eller i mere eller mindre regelmæssige intervaller. Dette vil kun finde sted på deponeringsanlæg med membran. Også i dette tilfælde vil en eventuel tilførsel formentlig oftest finde sted under overfladen for at undgå fordampningstab.

Tilførsel af recirkuleret perkolat fra andre enheder (Q₅) (perkolatbelastet vand)

På nogle deponeringsanlæg opsamles perkolat fra flere enheder eller andre enheder i en fælles samlebrønd, hvorfra det kan opsamles og recirkuleres over den aktuelle enhed. Hvis der recirkuleres perkolat fra samme enhed blandet med perkolat fra andre enheder, skal perkolatet fra samme enhed anført som strøm (Q₄) og fratrækkes det blandede perkolat, inden dette i vandbalancen angives som (Q₅). Denne skelnen mellem recirkulering af perkolat fra samme enhed eller andre enheder er ikke begrundet i selve vandbalancen, hvor det principielt ikke gør nogen forskel, hvorfra perkolatet kommer, men den sker af hensyn til muligheden for i stofudvaskningsdelen eventuelt at tage hensyn til tilførsel stoffer, som ikke stammer fra affaldet i den aktuelle deponeringsenhed.

Recirkulering af perkolat vil som nævnt ovenfor formentlig kun finde sted på deponeringsanlæg med membran.

Indtrængende grundvand fra bund og sider (Q₆) (ubelastet vand)

På et deponeringsanlæg med effektive membran- og perkolatopsamlingssystemer vil indtrængende grundvand kunne forekomme, når anlæggets bund ligger under grundvandsspejlet, og der samtidig foretages opsamling og fjernelse af perkolat, som sænker/fastholder perkolatniveauet under grundvandsspejlet. Det indtrængende grundvand vil medvirke til at øge udvaskningen fra affaldet. Den indtrængende mængde grundvand må dog antages at være ret beskedden som følge af membransystemet. Den vil under alle omstændigheder blive registreret som en ikke-adskillelig del af den fjernede perkolatmængde i drifts- og efterbehandlingsfaserne.

Indtrængende opstrøms grundvand, som gennemstrømmer enheden (Q₇) (ubelastet vand)

Se kapitlet om nedstrøms udsivning af horisontalt gennemstrømmende grundvand/perkolat under udgående strømme.

Perkolatdannelse fra terræn/overflade alene

De ovenfor omtalte indgående vandstrømme ved terræn (Q₁, Q₂, Q₃, Q₄ og Q₅) vil sammen med fordampningsforhold, jordtype, topagstykkelse og bevoksning bestemme den samlede perkolatdannelse, når deponeringsanlæggets bund er over grundvandsspejlet. Som et led i modelopbygningen til beregning eller estimering af perkolatdannelsen kan der indhentes oplysninger om typiske værdier for potentiel evapotranspiration (potentiell fordampning) og korregeret nedbør opdelt på f.eks. regioner eller kommuner.

Alternativt kan man vælge at anvende data fra egen vejrstation eller selv indhente data fra DMI. For deponeringsanlæg under opfyldning eller i efterbehandlingsperioden kan der eventuelt foreligge allerede gennemførte vandbalanceberegninger. Der skal tages hensyn til, om vandtilførslerne (rent vand og recirkulering af perkolat) sker under topaget, således at de kun har ringe indflydelse på fordampningen/evapotranspirationen.

Som en simplificering kan det antages, at der i tilfælde af vandtilførsler til terræn vil ske en fordampning, svarende til potentiel evapotranspiration (potentiell fordampning), således at kun

overskydende vand vil infiltrere. Denne beregning kan foretages på dagsbasis, månedsbasis eller på årsbasis (bemærk at 80 – 90 % af den potentielle evapotranspiration (den potentielle fordampning) sker i sommerhalvåret). Hvis beregningen skal ske på månedsbasis, kræver dette også, at data for recirkulation etc. foreligger eller estimeres på månedsbasis. I nogle specialtilfælde vurderes det dog, at vandbalancen bedst beregnes på døgnbasis. Dette vil ikke væsentligt komplicere modelberegningerne, da metodikken foreligger. Selve kildestyrkerne vil fortsat blive leveret på halv- eller helårsbasis.

Udgående strømme

Perkolat opsamlet og fjernet med drænsystemet (Q_{u1}) (perkolatbelastet vand)

For deponeringsanlæg med membran og perkolatopsamlingssystemer registreres den fjernede perkolatmængde i drifts- og efterbehandlingsfasen typisk ved afløbet fra den enkelte enhed og/eller ved afløbet fra deponeringsanlægget i sin helhed. Hvor sådanne data foreligger, og større lækager kan udelukket, kan mængden af fjernet perkolat ofte anvendes til direkte at estimere perkolatdannelsen, også for delarealer, hvis det vurderes at forholdene omkring toplaget er ensartede. Såfremt der foreligger samhørende målinger af såvel fjernet perkolatmængde som perkolatkvalitet fra hver enhed kan dette danne grundlag for estimering af kildestyrken for den enkelte enhed. Erfaringerne viser dog klart, at sådanne separate data i de fleste tilfælde ikke foreligger, specielt fra tiden før 2009.

Det vil derfor ofte være nødvendigt at foretage en estimering af, hvorledes perkolatdannelsen fordeler sig på de enkelte enheder på størrelsen af de enkelte enheders overfladeareal.

Udsivende perkolat gennem bund/bundmembran (Q_{u2}) (perkolatbelastet vand)

For ukontrollerede lossepladser og deponeringsenheder uden membran og perkolatopsamlings-systemer antages hele mængden af dannet perkolat at sive ud til umættet zone/grundvand.

For en deponeringsenhed med membran og perkolatopsamlingssystem vil disse sikre mod udsivning i en lang årrække. Dimensioneringsgrundlaget for membransystemer er, at 99% af den dannede perkolat skal tilbageholdes. I forbindelse med udarbejdelse af udvaskningskriterierne for modtagelse af affald er det derfor antaget, at 1 % af perkolatdannelsen siver ud mod grundvandet i opfyldnings- og efterbehandlingsperioden. Når opsamling og fjernelse af perkolat ophører (i forbindelse med afslutningen af efterbehandlingen eller ved afprøvning af muligheden for at afslutte denne), vil vurderingerne svare til situationen for Q_{u4} , som er beskrevet nedenfor. Udsivningen gennem bundmembranen er afhængig af det hydrauliske tryk, hvorfor en forhøjet perkolatstand vil resultere i forøget udsivning gennem bundmembranen.

Nedstrøms udsivning af perkolat/grundvand, der er strømmet horisontalt gennem enheden (Q_{u3}) (perkolatbelastet vand)

For anlæg placeret med bunden under grundvandsspejlet vil der kunne ske en horisontal ind- og udstrømning af grundvand.

Hvis disse anlæg er placeret i naturlige geologiske aflejringer af lavpermeabelt ler (f.eks. mergelgrave) vil denne delstrøm være meget ringe til forsvindende.

Hvor anlæggene er placeret i permeabel jordbund - f.eks. gamle grusgrave – kan en sådan horisontal strømning være af primær betydning. Dette gælder dog alene for ukontrollerede lossepladser eller for deponeringsanlæg etableret uden membransystemer (under yderligere reducerede krav), da et membransystem må forventes at kunne reducere ind- og udstrømningen til en forsvindende mængde. Estimering af den horisontale gennemstrømning bør ske på grundlag af en separat vurdering af grundvandsstrømningen i og omkring anlægget.

Der skal således laves en hydrogeologisk vurdering på baggrund af områdets boringer, prøve-pumpninger, grundvandsspejl, porøsitet etc. Disse vurderinger skal alligevel gennemføres til brug for transportmodellen. Om muligt skal der ligeledes findes værdier for hydraulisk lednings-evne for de forskellige affaldstyper.

For den del af affaldet, der ligger under grundvandsspejlet, skal der laves en særskilt vurdering af vandgennemstrømningen af hensyn til vurderingen af L/S-forholdet, mens der for den del, der ligger over grundvandsspejlet, foretages den samme beregning af perkolatdannelsen (og L/S) som ved deponeringsenheder placeret over grundvandsspejlet. Den vandmængde, der strømmer ud i grundvandet, vil svare til den vandmængde, der strømmer ind, plus perkolatdannelsen fra indtrængende vand fra overfladen.

Overløb over kant eller gennem huller i sidemembran efter stop for fjernelse af perkolat (Q_{u4}) (perkolatbelastet vand)

Udstrømning af perkolat over kanten af membransystemet vil formodentligt alene kunne ske når opsamling og fjernelse af perkolat fra deponeringsanlægget er ophørt. Med et højtliggende grundvandsspejl vil Q_{u4} vil svare til den sædvanlige perkolatdannelse. I forhold til stofudvaskningen skal der foretages en separat vurdering af det affaldsvolumen, der ligger under side-membranens kant.

Ved et lavtliggende grundvandsspejl vil den samlede perkolatdannelse sive ud i en kombination mellem Q_{u4} og Q_{u2} (gennem bund og sider af membransystemet og summen af disse to del-strømme vil svare til den sædvanlige perkolatdannelse, se kapitel 2.2 i rapporten).

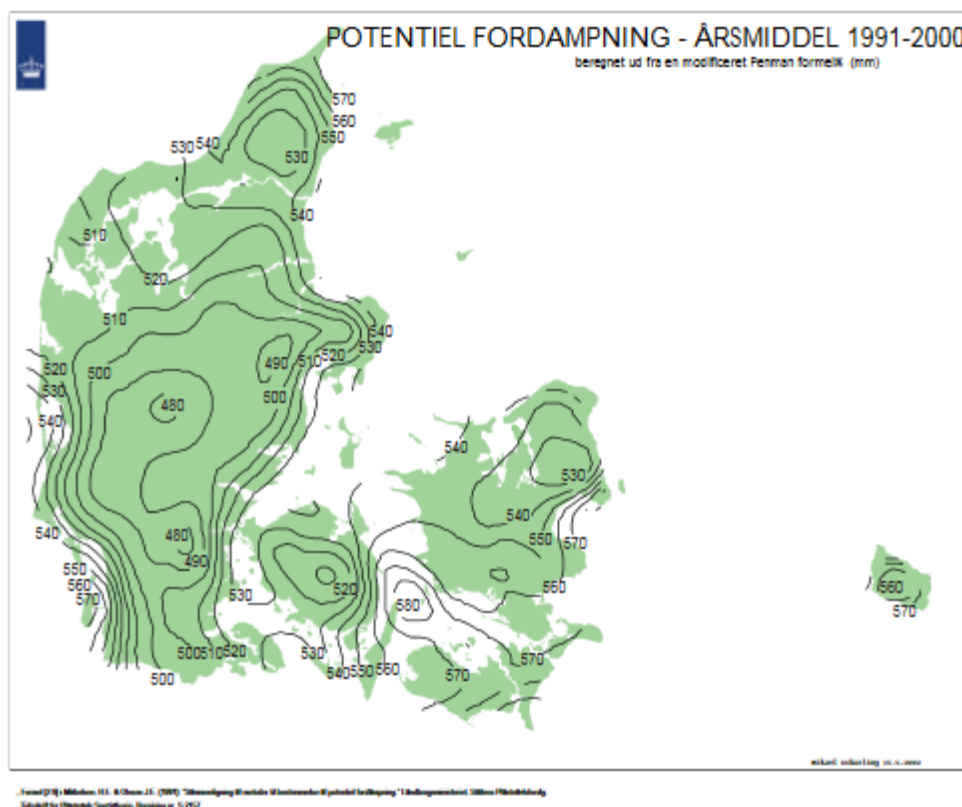
Overfladeafstrømning (Q_{u5}) (ubelastet vand)

Overfladeafstrømning af vand er den del af nedbøren og overfladetilstrømningen, som ikke for-damper direkte eller trænger ned gennem terrænoverfladen, men i stedet strømmer på deponeringsenhedens overflade til et område uden for dette – og derved ikke bidrager til infiltration/perkolatdannelse.

Evapotranspiration (ubelastet vand)

Potentiel evapotranspiration (potentiell fordampning) er den fordampning, der sker fra en optimalt vandet afgrøde (græs) i vækst. Den er blevet målt med lysimetre, og ud fra sådanne målinger er der opstillet empiriske udtryk for dens størrelse. I formlerne indgår solindstråling, vindhastighed, luftfugtighed, temperatur med mere. De grid-data, som DMI leverer, er baseret på Makkink's formel (se f.eks. Scharling, 2001). Figur B2.3 viser et eksempel på potentiel fordampning (potentiell evapotranspiration).

Da en afgrøde (græs) ikke vil være optimalt vandet hele året, vil den faktiske eller aktuelle fordampning (evapotranspiration) være mindre end den potentielle. Figur 2.8 ovenfor viser nedbør minus aktuel fordampning/evapotranspiration; dette betegnes nettoinfiltrationen eller nettoned-børen.



Figur B2.3 Eksempel på fordeling af potentiel fordampning/potentiel evapotranspiration (modificeret Penman-formel). Henriksen et al., 2003).

Referencer

- Henriksen, H.J., Kern-Hansen, C., Ovesen, N.B. (2003): Vandkredsløbets regionale variationer og klimainput til den nationale vandressourcemodel. I Henriksen og Sonnenberg (Eds.): Nova 2003 Temarapport, Geus, København.
- Scharling, M. (2001): Klimagrid-Danmark. Sammenligning af potentiel fordampning beregnet ud fra Makkinks formel og den modificerede Penman-formel. Technical Report 01-19. Danish Meteorological Institute, Ministry of Transport, Copenhagen.

Bilag 3. Input til belysning af tidshorisonten ved risikovurderingen

Bilag 3.1 Scenarieberegninger af grundvandspåvirkning fra deponering af mineralsk affald

Gennemførte modelberegninger og deres forudsætninger

I denne sammenhæng tages der primært udgangspunkt i en række beregninger, som Miljøstyrelsen i 2011 – 2012 fik gennemført med henblik på en eventuel revision af udvaskningsgrænseværdierne for affald til deponering. Materialet, som ikke er blevet publiceret, er stillet til rådighed for udarbejdelsen af en metodik til bestemmelse af kildestyrken fra deponeringsanlæg.

De pågældende beregninger omfatter hele risikovurderingen (kildestyrke – transport i umættet og mættet zone – effekt i receptor (grundvand)) og er udført på samme måde som de beregninger, der blev anvendt til fastsættelse af udvaskningsgrænseværdierne i Deponeringsbekendtgørelsen (beskrevet i Bilag 1 i Miljøprojekt nr. 1285/2009). Kildestyrken er beskrevet som en eksponentielt aftagende koncentration som funktion af L/S ved hjælp af en K -værdi for hvert stof, mens stoftransporten i den umættede og mættede zone er beregnet ved hjælp af en numerisk 3D transportmodel (MIKE-SHE), hvor sorption er indregnet ved hjælp af en K_d -værdi for hvert stof (der er regnet med samme K_d -værdier for umættet og mættet zone). Der er regnet med tykkelser af den umættede zone på 2 m (mineralsk og inert affald) og 5 m (farligt affald), en grundvandsstrømningshastighed på 100 m/år og en tykkelse af grundvandsmagasinet på 6 m. Der er regnet på placeringer af POC i grundvandet henholdsvis 100 m og 200 m fra den nedstrøms rand deponeringsanlægget, og beregningerne er i næsten alle tilfælde fortsat, indtil koncentrationsniveauet er toppet ved POC (med angivelse af resultater efter 100 år, 300 år, 500 år og 1000 år samt senere, hvis det er relevant). Det er antaget, at deponeringsanlægget har en længde på 100 m, en bredde på 100 m og en højde på 10 m, samt at anlægget har været fyldt op fra starten af modelkørslen. Infiltrationen gennem toplag og bundmembran er angivet i Tabel 1.

Tabel 1 Beskrivelse af infiltrationsscenario anvendt under danske forhold for inert, mineralsk og farligt affald. t_{perkolat} afspejler den forudsatte levetid af bundmembran og drænsystem.

Periode	Infiltration gennem toplaget	Infiltration gennem bundmembranen	Perkolat, som skal opsamles og behandles/udledes
år	mm/år	mm/år	mm/år
0 – t _{perkolat}	350	3,5	346,5
t _{perkolat} - ∞	350	350	0
Kommentar	Ingen tildækning	I membranens levetid = 1% af infiltration gennem toplaget. Efterfølgende = 100% af infiltration gennem toplaget.	
t _{perkolat} : Tid med aktiv perkolatopsamling. Denne periode er variabel for de tre affaldstyper:			
Inert affald:	t _{perkolat} = 60 år		
Mineralsk affald:	t _{perkolat} = 80 år		
Farligt affald:	t _{perkolat} = 100 år		

Resultaterne af modelkørslerne er i første omgang koncentrationniveauet af et givet stof i grundvandet ved POC på forskellige tidspunkter samt på tidspunktet, hvor koncentrationen toppe, i de fleste tilfælde angivet som gennemsnitligt koncentrationniveau for såvel de øverste 3 m som de nederste 3 m af grundvandsmagasinet. Ved hjælp af revers modellering er resultaterne for hvert stof omregnet til en attenueringsfaktor, som efterfølgende er benyttet til at beregne grænseværdier for en udvaskningstest ved $L/S = 2$ l/kg (jo højere koncentrationen af et stof ved POC er, jo lavere og mere restriktiv bliver grænseværdien for dette stof).

I modelberegningerne er et givet stof alene karakteriseret ved en bestemt kombination af k og K_d , hvor k -værdien beskriver den hastighed, hvormed stoffet udvaskes fra kilden, og K_d beskriver stoffets sorption (fordeling mellem jord og grundvand) under transporten. I Tabel 2 ses de værdier af k og K_d , som blev anvendt i de beskrevne modelberegninger. Endvidere ses de anvendte værdier for baggrundskoncentrationen (C_{Baggr}) for stofferne i grundvandet, grundvandskvalitetskriterierne ved POC (C_{GVK}) samt de tilsvarende vandkvalitetskriterier for marint overfladevand (C_{MVK}). Sidstnævnte indgår dog ikke i de beregninger, som anvendes i denne sammenhæng. I Tabel 3 ses tilsvarende data (undtagen C_{MVK}) for nogle specifikke organiske stoffer, hvoraf nogle anvendtes som modelstoffer for stofgrupper (decan og pentadecan for kulbrinter, fluoranthen for PAH'er og PCB 28 for PCB/PCB₇). Det skal bemærkes, at de anførte grænseværdier (og øvrige parametre) er dem, der blev brugt til de pågældende beregninger, og de udgør derfor ikke forslag til grænseværdier, som skal anvendes i dette projekt. På grund af senere revisioner og manglende værdier kan de i tabellerne anførte værdier afvige af dem, som er gældende i dag.

Tabel 2 **Oversigt over de stofspecifikke parametre og koncentrationsniveauer, som blev anvendt ved modelberegningerne. Dataene svarer til de i Bilag 1 til Miljøprojekt nr. 1285/2009 anførte.**

Stof	κ (kappa) l/kg	Kd kg/l	C _{Baggr} µg/l	C _{GVK} µg/l	C _{MVK} µg/l
As	0,03	20	0,8	8	0,11
Ba	0,15	14	62	700	5,8
Cd	0,5	20	0,008	2	0,2
Cr(tot)	0,18	23	0,09	20	3,3
Cr(III)	0,18	100	0,09	19	3,4
Cr(VI)	0,18	1	0,09	1	3,4
Cu	0,28	100 ^a	0,3	100	1
Hg	0,05	20	0,0011	1	0,05
Mo	0,35	15	0,7	20	6,7
Ni	0,29	20	0,5	10	0,23
Pb	0,27	100 ^a	0,05	5	0,34
Sb	0,11	7	0,08	2	11,3
Se	0,38	5	0,1	10	1
Zn	0,28	20	3	100	7,8
Klorid	0,57	0	25000	200000	
Fluorid	0,22	2	500	1500	
Sulfat	0,33	0	50000	300000	
DOC	0,17	0	0	3000	

Tabel 3 Oversigt over stofspecifikke parametre for nogle organiske stoffer anvendt ved modelberegninger for disse (se Bilag 1 i Miljøprojekt nr. 1285/2009).

Stof	κ (kappa) l/kg	Kd kg/l	C _{Baggr} µg/l	C _{Gvk} µg/l
Benzen	1,2	0,02	0	1
Toluen	0,34	0,1	0	5
Xylen	0,14	0,2	0	5
Naphthalen	0,073	0,5	0	1
Fluoranthen	0,00086	40	0	0,1
Decan	$7,3 \times 10^{-5}$	100 ^a	0	5
Pentadecan	$2,4 \times 10^{-7}$	100 ^a	0	5
PCB 28	0,00033	100 ^a	0	0,01
Phenol	3,4	0,005	0	0,5
2-chlorphenol	0,0015	0,028	0	0,1
Pentachlorphenol	1,0	12	0	0,01

Eksempler på resultater

Nogle af resultaterne af de ovennævnte modelberegninger kan medvirke til at belyse de problemstillinger, som skal diskuteres og håndteres i kildestyrkeprojektet, herunder bl.a. størrelsesordenen af den indflydelse, som ændringer i forskellige forhold og variable kan have på resultatet af risikoestimeringen.

Beregninger for et deponeringsanlæg for mineralsk affald viser, at ved POC = 100 m ligger ca. 59 % af stofindholdet i perkolatfanen i de øverste 3 m af grundvandsmagasinet, mens 41 % af stofindholdet ligger i de nederste 3 m på det tidspunkt, hvor den maksimale koncentration opnås ved POC. Ved POC = 200 m er dette ændret til 51-52 % i de nederste 3 m og 48-49 % i de øverste 3 m. Der er stort set ingen forskel på fordelingen mellem de forskellige stoffer.

I Tabel 4 ses nogle resultater, der illustrerer konsekvenserne af at afbryde modelleringen, inden koncentrationen har toppet ved POC. I dette tilfælde ses beregninger af grænseværdier for stofudvaskning for mineralsk affald (ved L/S = 2 l/kg), baseret på koncentrationsniveauet (gennemsnitskoncentrationen for de øverste 3 m af grundvandsmagasinet) ved POC = 100 m, målt efter 100 år, 300 år, 500 år og 1000 år. For de stoffer, for hvilke toppen endnu ikke er set efter 1000 år, er modelleringen fortsat til toppen har passeret. Grænseværdien svarende til topkoncentrationen ved POC = 100 m og tidspunktet, hvor den optræder, er angivet for samtlige stoffer i tabellen. For de specifikke organiske stoffer er dog kun det beregnede tidspunkt for toppens optræden ved POC = 100 m angivet. Værdierne for E_{max} og E_{100år} – E_{1000år} kan godt beregnes ud fra de foreliggende data, også for de organiske stoffer, men det vil kræve en betydelig indsats, så det undlader vi i denne omgang.

Tabel 4 Modelleringsresultater omregnet til grænseværdier for stofudvaskning fra mineralsk affald baseret på observationer af koncentrationsniveauerne ved POC = 100 m efter henholdsvis 100 år, 300 år, 500 år og 1000 år. Endvidere ses grænseværdien for stofudvaskning ($E_{\max}$) svarende til den maksimale koncentration (toppen af koncentrationskurven) uanset hvornår den optræder (tidspunktet, hvor toppen ses, er også angivet). i.k. = ingen udvaskningskrav (forureningsfanen er endnu ikke dukket op ved POC = 100 m).

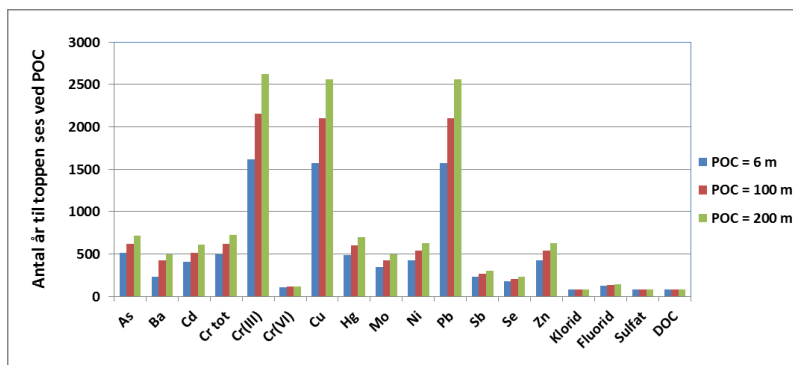
Stof	Antal år indtil koncentrationen topper ved POC = 100 m	Mineralsk affald, grænseværdier ved L/S = 2 l/kg (mg/kg)				
		$E_{\max}$	$E_{100\text{år}}$	$E_{300\text{år}}$	$E_{500\text{år}}$	$E_{1000\text{år}}$
As	620	0,079	i.k.	102	0,10	0,079
Ba	427	9,5	i.k.	51	9,5	9,5
Cd	516	0,08	i.k.	45	0,08	0,08
Cr tot	620	0,37	i.k.	19894	0,66	0,37
Cr(III)	2158	0,85	i.k.	i.k.	i.k.	65162
Cr(VI)	112	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01
Cu	2100	7,14	i.k.	i.k.	i.k.	369174
Hg	599	0,01	i.k.	14	0,01	0,01
Mo	425	0,48	i.k.	3,8	0,48	0,48
Ni	537	0,227	i.k.	169	585	0,227
Pb	2100	0,34	i.k.	i.k.	i.k.	18188
Sb	267	0,02	i.k.	0,02	0,02	0,02
Se	206	0,18	i.k.	0,18	0,18	0,18
Zn	537	2,30	i.k.	1744	2,5	2,3
Klorid	83	925	925	925	925	925
Fluorid	137	13	343723	13	13	13
Sulfat	83	2388	2388	2388	2388	2388
DOC	84	58	58	58	58	58
Benzen	83					
Toluen	86					
Xylen	90					
Naphthalen	99					
Fluoranthren	1307					
Decan						
Pentadecan						
PCB 28	3595					
Phenol	83					
2-chlorphenol	83					
Pentachlorphenol	464					

I Tabel 5 ses en sammenligning af det antal år, der ifølge modelberegningerne går, inden koncentrationstoppen i grundvandet optræder ved POC i forskellige afstande fra den nedstrøms rand af deponeringsanlægget for mineralsk affald. For decan og pentadecan er der sket en fejl ved overførslen af modelresultaterne, så der er ikke vist nogen resultater for disse i Tabel 4 og Tabel 5.

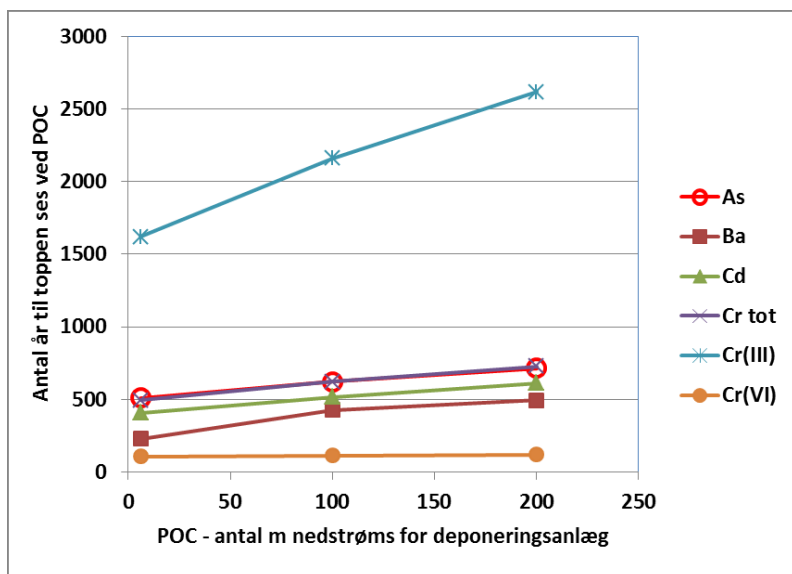
Tabel 5 Antal år, der skal modelleres, inden koncentrationstoppen når frem til POC i forskellige afstande fra deponeringsanlægget.

Stof	POC = 6 m	POC = 100 m	POC = 200 m
	Antal år for top	Antal år for top	Antal år for top
As	510	620	713
Ba	227	427	492
Cd	407	516	611
Cr tot	492	620	728
Cr(III)	1618	2158	2617
Cr(VI)	105	112	118
Cu	1570	2100	2557
Hg	489	599	696
Mo	343	425	495
Ni	428	537	632
Pb	1570	2100	2562
Sb	227	267	300
Se	178	206	230
Zn	428	537	632
Klorid	82	83	84
Fluorid	126	137	147
Sulfat	82	83	84
DOC	83	84	85
Benzen	82	83	84
Toluen	84	86	87
Xylen	88	90	91
Naphthalen	95	99	102
Fluoranthren	1096	1307	1570
Decan			
Pentadecan			
PCB 28	2536	3595	5093
Phenol	81	83	84
2-chlorphenol	82	83	83
Pentachlorphenol	400	464	520

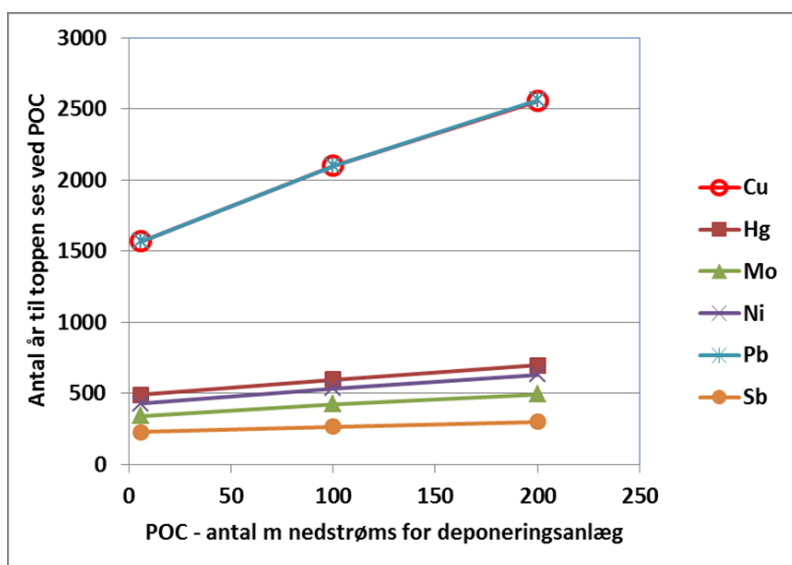
Baseret på Tabel 5 viser Figur 1 en sammenligning af det antal år, det ifølge modelberegningerne for et givet stof (uorganiske og DOC) tager at "toppe" i grundvandet ved POC'er placeret henholdsvis 6 m, 100 m og 200 m nedstrøms for kanten af deponeringsanlægget (for mineralsk affald). Figur 2, Figur 3 og Figur 4 viser for alle de undersøgte stoffer antallet af år, som det tager, inden "toppen" (den maksimale koncentration) viser sig, som funktion af afstanden fra den nedstrøms rand af deponeringsenheden for mineralsk affald.



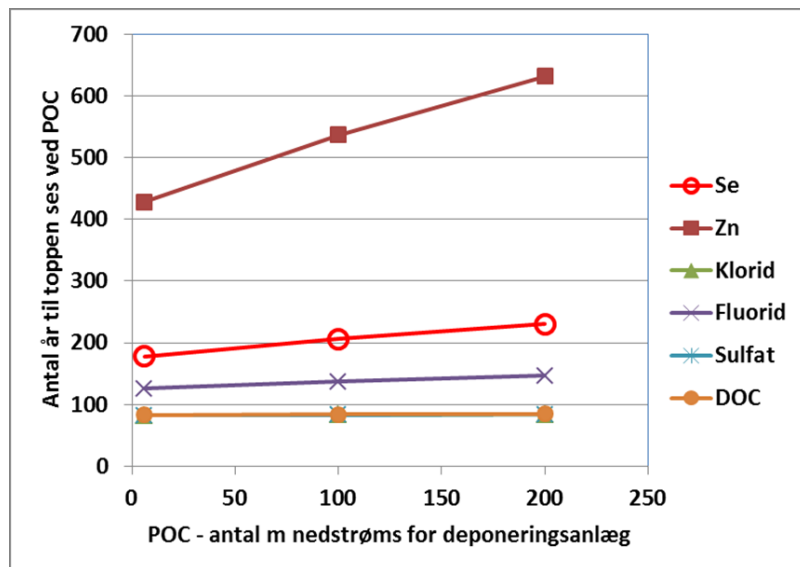
Figur 1 Sammenligning af den tid der går for de forskellige stoffer, inden koncentrationstoppen når frem til POC. Der er regnet på et anlæg for mineralsk affald.



Figur 2 Tiden der går, inden koncentrationstoppen når frem til POC, som funktion af afstanden til POC. Der er regnet på et anlæg for mineralsk affald.



Figur 3 Tiden der går, inden koncentrationstoppen når frem til POC, som funktion af afstanden til POC. Der er regnet på et anlæg for mineralsk affald.



Figur 4 Tiden der går, inden koncentrationstoppen når frem til POC, som funktion af afstanden til POC. Der er regnet på et anlæg for mineralsk affald.

Af resultaterne for POC = 6 m fremgår det, at transporttiden i den umættede zone (2 m for mineralsk affald) ifølge beregningerne for alle stofferne ser ud til at være meget betydelig og for nogle af stofferne dominerende i forhold til transporttiden i grundvandsmagasinet. Det skal dog huskes, at perkolatudsviningen de første 80 år kun svarer til 3,5 mm/år, mens det derefter svarer til 350 mm/år (se Tabel 1).

Bilag 3.2 Forskellige forholds indflydelse på tidsforløbet

Der er udført beregninger til illustration af den indflydelse, som fyldhøjde, infiltration af nedbør og tykkelse af den umættede zone kan have på tidsforløbet for koncentrationstoppens fremkomst til POC for fire stoffer med forskellige kombinationer af κ og K_d , Cd, Cl, Pb og Se, se Tabel 6. Som forventeligt viser disse beregninger, at der er stort set direkte proportionalitet mellem tiden for fremkomst ved POC og fyldhøjden og tykkelsen af den umættede zone og stort set omvendt proportionalitet mellem infiltrationen og tiden for fremkomst ved POC (det sidste afhænger dog yderligere af fortyndingskapaciteten i grundvandet). Dette gælder for alle fire stoffer.

Tabel 6 Karakteristika for udvalgte stoffer til illustration.

Stof	κ (kg/l)	K_d (l/kg)
Cd	0,50	20
Cl	0,57	0
Pb	0,27	100
Se	0,38	5

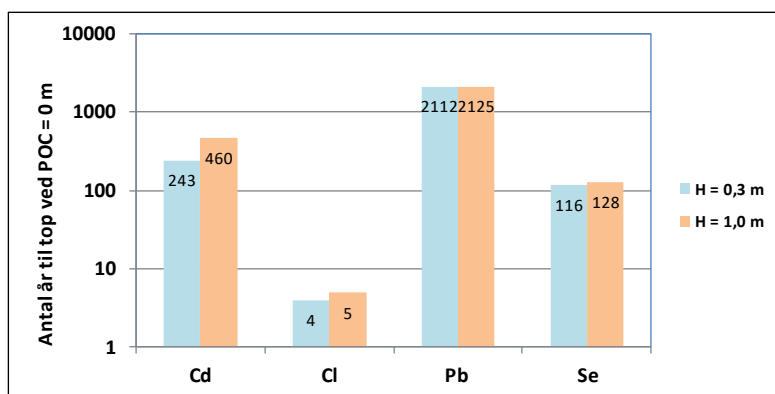
Som grundlag for at sammenligne resultater for forskellige fyldhøjder og forskellige hastigheder af infiltration af nedbør eller perkolatdannelse er beregningsresultaterne for anvendelse af knust

asfalt til vejbygning mv. benyttet sammen med resultaterne for deponeringsscenarierne, da beregningsprincipperne er de samme, selv om de anvendte fyldhøjder ved vejbygningsscenarierne er små sammenlignet med relevante deponeringsscenarier.

I Figur 5 er den beregnede tid, som det tager for koncentrationstoppe at fremkomme ved fyldhøjder på henholdsvis 0,3 m og 1,0 m sammenlignet for de fire valgte stoffer. Det fremgår, at forskellene varierer noget fra stof til stof, men bortset fra for Cd er forskellen på transporttiden mellem de to anvendte fyldhøjder af begrænset omfang, hvilket til dels må tilskrives, at der er tale om relativt små fyldhøjder og derfor en mindre variation i disse.

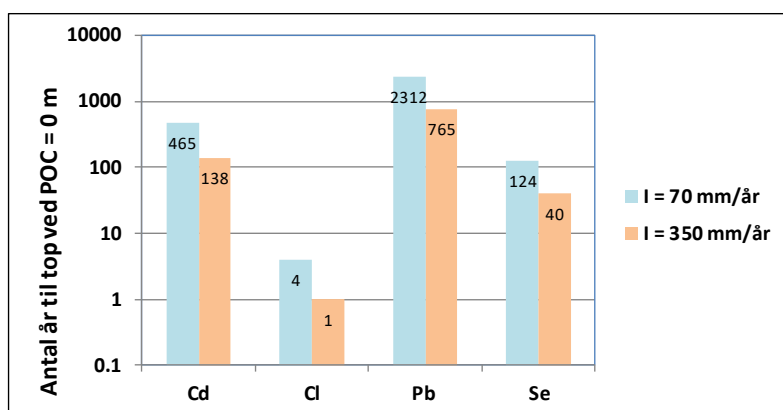
I Figur 6 er den beregnede tid, som det tager for koncentrationstoppe at fremkomme ved POC = 0 m ved infiltrationshastigheder på henholdsvis 70 mm/år og 350 mm/år sammenlignet for de fire valgte stoffer. Heraf fremgår det, at en femdobling af infiltrationsraten for de valgte stoffer medfører en reduktion af tiden, der går inden toppen fremkommer ved POC = 0 m (dvs. ved bunden af den umættede zone under applikationen), med mellem 66 og 75 %.

En sammenligning af transporttidens afhængighed af tykkelsen af den umættede zone er gennemført med udgangspunkt i scenarierne for deponering af mineralsk affald. Tykkelsen af den umættede zone er fastsat til henholdsvis 2 m og 5 m. I Figur 7 er den beregnede tid, som det tager for koncentrationstoppe at fremkomme ved POC = 6 m ved tykkelser af den umættede zone på henholdsvis 2 m og 5 m, vist.



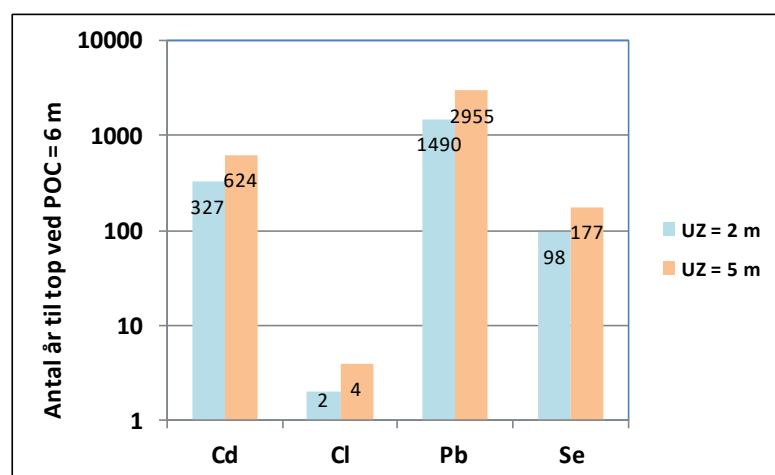
Anvendelsesscenarie – indflydelse af fyldhøjde, H
I = 70 mm/år, UZ = 1 m, POC = 0 m

Figur 5 Sammenligning af beregnede transporttider for 4 stoffer ved forskellige fyldhøjder.



Anvendelsesscenario – indflydelse af infiltration, I
H = 0,3 m, UZ = 1 m, POC = 0 m

Figur 6 Sammenligning af beregnede transporttider for 4 stoffer ved forskellige hastigheder af infiltration af nedbør/perkolatdannelse.



Deponeringsscenario - indflydelse af tykkelsen af umættet zone, UZ
Fyldehøjde, H = 10 m, I = 350 mm/år (80 år med tæt membran fratrasket)

Figur 7 Sammenligning af beregnede transporttider for 4 stoffer ved to forskellige tykkelser af den umættede zone.

Af Figur 7 fremgår det, at en forøgelse af tykkelsen af den umættede zone fra 2 til 5 meter, altså ca. en fordobling, også medfører en omtrentlig fordobling af den tid, det beregnes at tage, inden der kan forventes en koncentrationstop ved POC = 6 m, dvs. lige umiddelbart nedstrøms for kanten af deponeringsanlægget.

Bilag 3.3 Hvad gør de i Holland vedrørende tidshorisonten for modellering?

Baseret på den hollandske rapport: Development of emission testing values to assess sustainable landfill management on pilot landfills. Phase 2: Proposals for testing values. RIVM report 607710002/2014.

Rapporten omhandler et projekt, som RIVM og ECN har gennemført med henblik på at etablere stedspecifikke såkaldte ETV'er (Environmental Testing Values), som er grænseværdier for en

række stoffer i perkolat fra tre deponeringsanlæg, som indgår i det hollandske projekt "Sustainable landfill management". Grænseværdierne angiver de koncentrationer af specifikke stoffer og stofgrupper, som for de enkelte deponeringsanlæg medfører, at påvirkningen af nedstrøms grundvand (i 20 meters afstand fra kanten af anlægget) vil være acceptabel. For hvert anlæg skal koncentrationerne kombineres med de stedspecifikke vandbalancer for at give kildestyrken.

Projektet bygger blandt andet på modellering og svarer overordnet til den danske metodologi, hvor der udføres en risikovurdering i henhold til kæden Kildestyrke – Transport – Receptor. I rapporten diskuteres også den tidsramme, som modelleringen bør omfatte. Herom står der følgende (side 53):

Tidsramme

I tillæg til fastlæggelsen af målet for miljøbeskyttelsen selv (POC og grundvandskvalitetskriterier) er det nødvendigt at fastlægge en tidsramme indenfor hvilken grænseværdien skal være overholdt. I IDS (Introduction of Sustainable Management)-projektet valgtes en periode på 500 år, primært fordi (1): deponeringsanlæg består i lang tid og underkastes generelt ikke remediering, (2): deponeringsanlæg består af et relativt tykt lag affald (omkring 10 m), som kan give anledning til emissioner over lang tid, og (3): med en tidsramme på 500 år vil størrelsen af de beregnede grænseværdier (ETV'er) være mindre afhængig af den valgte tidsramme.

Anvendelsen af en tidsramme på 500 år er også nødvendig i denne sammenhæng, fordi den benyttede placering af POC er 20 m nedstrøms for deponeringsanlægget og det derfor tager noget tid for stofferne at nå frem til POC (på grund af binding til jordpartikler).

Valget af tidsramme afviger fra den periode på 100 år, som blev valgt ved fastlæggelsen af emissions-grænseværdier for konstruktionsmaterialer i Soil Quality Decree (Verschoor et al., 2006). En periode på 100 år blev også valgt for konstruktionsmaterialer ud fra et politisk synspunkt, til dels fordi konstruktionsmaterialer kan blive fjernet og genbrugt (igen) inden for en periode på 100 år. Beregnede grænseværdier for moderat mobile stoffer blev vist at være specielt følsomme over for valget af tidsramme (Verschoor et al., 2006).

TCB'en (The Soil Protection Technical Committee) påpegede i en anbefaling, at emissionsgrænseværdier helst skulle etableres for længere tidsperioder, så de er mindre afhængige af den valgte tidsramme. Dette blev fulgt ved beregninger for deponeringsanlæg.

- Verschoor, A.J., Lijzen, J.P.A., Van den Broek, H.H., Cleven, R.R.M.J., Comans, R.N.J., Dijkstra, J.J., Vermij, P.H.M. (2006): Emission limit values for building materials. Environmental foundation and consequences for building materials (in Dutch). National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Netherlands. RIVM report no. 711701 043.

Bilag 4. Beskrivelse af den historiske udvikling for de enkelte anlægstyper

Ukontrollerede lossepladser

Tidligere blev fyld- og lossepladser ofte etableret i gamle grus- eller mergelgrave efter endt råstofindvinding samt i lavninger, moser mv. En del af dem er anlagt og afsluttet, før der var en generel lovgivning på området i forhold til affald, der kunne tilføres lossepladser, og indretningen af disse. På dette tidspunkt var der således ikke foranstaltninger til sikring af den underliggende grundvandsressource eller nærliggende overfladevand. Der var ofte tale om pladser uden den store kontrol med det indkomne materiale og affald, der sjældent var sorteret; ligesom der ikke blev gjort tiltag for at mindske affaldets volumen via kompaktering eller lignende. Lossepladserne modtog ofte primært affald fra lokalsamfundet¹⁷ (Ejlskov et al., 1998; Miljøstyrelsen, 2001).

Fra 1960 lå hovedbestemmelsen om godkendelse af lossepladser i de lokale sundhedsvedtægter. Det var sundhedskommissionerne, der førte tilsyn og kontrol med, at virksomhederne deponerede deres affald og med indretning og drift af losse- og fyldpladser. Der kom nu mere fokus på kompaktering af affaldet, og der blev i et vist omfang stillet krav til, hvilke affaldstyper en given plads måtte modtage samt til afdækningen af affaldet. (Miljøstyrelsen, 1974; Miljøstyrelsen, 2001).

En af de væsentlige kilder til viden om de ukontrollerede pladser er regionernes databaser over potentielle eller kendte forurenende punktkilder, som vil kunne udgøre en miljø- eller sundhedsmæssig risiko. De tidligere amter og nuværende regioner har foretaget registrering af fyld- og lossepladser med henblik på at vurdere den potentielle risiko og efterfølgende prioritere den offentlig indsats, som skal afværge en evt. risiko.

De registrerede punktkilder bliver kortlagt på vidensniveau 1 (V1) ved mistanke om forurening eller vidensniveau 2 (V2) ved konkret viden om forurening. Herefter sker der en indberetning til den nationale database DKJord. I forbindelse med denne indberetning vil det fremgå, om det er en fyld- eller losseplads, som har været årsag til kortlægningen.

I Miljøprojekt 1604 (Miljøstyrelsen 2014) er der foretaget et udtræk af de potentielle eller kendte fyld- og lossepladser, der er indberettet til DKJord frem til december 2012. Udtrækket viste, at regionerne har kortlagt 2.795 fyld- og lossepladser på landsplan, hvoraf mere end 98 % vurderes at være reelle lossepladser. Derudover vurderes der at være ca. 250 fyld- og lossepladser, som endnu ikke er registreret i regionernes database. Det betyder, at der samlet set er ca. 3.000 fyld- og lossepladser i Danmark. Heraf er ca. 500 kortlagt på vidensniveau 1, ca. 2150 på vidensniveau 2 og ca. 150 kortlagt både på vidensniveau 1 og 2.

¹⁷¹⁷ der er dog en række undtagelser fra dette, især omkring landets større byer.

De kontrollerede lossepladser omfatter meget forskellige typer af anlæg, og der foreligger sjældent særligt detaljerede data for hvilke affaldstyper, der er deponeret¹⁸, i hvilke mængder. De foreliggende data for disse anlæg findes som ovenfor nævnt typisk i DKJord. I Regionernes arkiver foreligger data fra eventuelle miljøundersøgelser af jord og grundvand samt af evt. lossepladsgas – typisk gennemført i forbindelse med en videregående undersøgelse eller en evt. byggetilladelse. I nogle tilfælde findes også jordbundanalyser og geologiske beskrivelser. I de lokalhistoriske arkiver kan der findes sporadiske data.

Data kan i mange henseender være svære at få adgang til, og forefindes efter regionernes overtagelse af opgaven fra amterne i 2005 ofte som store samlede indscannede pdf-dokumenter, hvor det er svært at identificere det enkelte dokument.

Kontrollerede lossepladser og deponeringsanlæg

Med vedtagelsen af miljøbeskyttelsesloven i 1973 sker der en væsentlig ændring, da der nu stilles krav om, at affaldsdeponier skal anlægges og drives på kontrolleret vis. For lossepladser eller etaper, som var i drift på ved lovens ikrafttrædelse oktober 1974, skulle kravene dog først være opfyldt i forbindelse med eventuelle udvidelser af depoterne.

Miljøstyrelsen udgiver i 1975 en "Vejledning for kontrollerede lossepladser" (Miljøstyrelsen, 1975), som giver vejledning vedr. placering, indretning og drift af lossepladser. I årene herefter begynder kommunerne¹⁹ at anlægge store kontrollerede lossepladser, der ifølge miljøbeskyttelsesloven kunne modtage bl.a. dagrenovation og industriaffald, men ikke kemikalie- og olieholdigt affald. Samtidig hermed gives der godkendelser til anlæggelse af fyldpladser, som kunne modtage bygningsaffald, jordfyld samt andet affald, der ikke blev vurderet som værende miljøfarligt (Ejlskov et al, 1998).

Indtil 1976 er det muligt at bortskaffe bl.a. kemikalieaffald på almindelige lossepladser. Efter vedtagelsen af olie- og kemikaliebekendtgørelsen skal denne type affald bortskaffes til Kommunekemi eller lignende godkendt modtager²⁰.

Op i gennem 1980'erne er der store forskelle i de enkelte miljøgodkendelser under hensyntagen til lokale forhold, herunder bl.a. i kravene til omfanget af analyseparametre i forbindelse med kontrolprogrammerne. Derudover manglede der krav og vejledning til placering af kontrolboringer, hvilket kunne have stor betydning for sandsynligheden for at opdage en perkolatpåvirkning af grundvandet. I 1985 fik DAKOFA udarbejdet en oversigt over problemerne ved de daværende grundvandskontrolprogrammer, hvori der også blev givet forslag til, hvorledes forskellige elementer i et grundvandskontrolprogram kan opbygges (DAKOFA, 1985). Denne rapport har sammen med Miljøstyrelsen vejledning for affaldsdeponering fra 1982 (Miljøstyrelsen, 1982) efterfølgende haft stor betydning for lossepladsernes udformning og drift.

Op gennem 1980'erne bliver lossepladsernes membraner og drænsystemer bedre. Flere lossepladser anlægges med dobbelt bundmembran, og lossepladserne får side- og topmembraner (Miljøstyrelsen, 2001).

¹⁸ hvilket også afhænger af anlæggets alder

¹⁹ ofte som fælleskommunale selskaber

²⁰ I 1981 udgiver Miljøstyrelsen en vejledning i bortskaffelse af olie- og kemikalieaffald (Miljøstyrelsen, 1981).

Miljøstyrelsen udgiver i 1997 den tredje vejledning i affaldsdeponering. I denne vejledning forsvinder betegnelserne losseplads og fyldplads og erstattes af fællesbetegnelsen affaldsdeponi. Derudover sker der nu en opdeling af affaldet i inert affald, mineralsk affald og blandet affald (Miljøstyrelsen, 1997).

Den 26. april 1999 blev Rådets direktiv 1999/31/EF om deponering af affald vedtaget i EU. Direktivet blev offentliggjort i EF-Tidende den 16. juli 1999, hvorefter medlemslandene havde 2 år til at implementere direktivet i den nationale lovgivning. Direktivet er i juni 2001 implementeret i dansk lovgivning gennem:

- Lov nr. 479 af 7. juni 2001 om ændring af lov om miljøbeskyttelse og lov om forurennet jord
- Bekendtgørelse nr. 650 af 29. juni 2001 om deponeringsanlæg
- Bekendtgørelse nr. 647 af 29. juni 2001 om uddannelse af driftsledere og personale beskæftiget på deponeringsanlæg og
- Bekendtgørelse nr. 648 af 29. juni 2001 om ændring af bekendtgørelse om affald
- Bekendtgørelse nr. 252 af 31. marts 2009 om deponeringsanlæg
- Bekendtgørelse nr. 719 af 24. juni 2011 om deponeringsanlæg
- Bekendtgørelse nr. 1049 af 28. august 2013 om deponeringsanlæg

Alle deponeringsanlæg og udvidelser heraf etableret efter den 1. juli 2001 er omfattet af bekendtgørelsen om deponeringsanlæg (Deponeringsbekendtgørelsen). Bestående anlæg – dvs. anlæg, der modtog affald med henblik på deponering før 1. juli 2001, og som er fortsat hermed, eller anlæg der er godkendt før denne dato - skulle senest den 16. juli 2009 leve op til bekendtgørelsen krav til indretning og drift. Hvis et bestående anlæg ikke kunne leve op til kravene, skulle det nedlukkes og efterbehandles i overensstemmelse med bekendtgørelsens krav.

Deponeringsbekendtgørelsen regulerer, hvordan man skal godkende, indrette, drive, nedlukke og efterbehandle deponeringsanlæg. Proceduren for godkendelse er den samme uanset hvilken slags deponeringsanlæg, der er tale om, dvs. hvilke typer enheder, anlægget omfatter (enheder for inert, mineralsk, blandet eller farligt affald). Bekendtgørelsen bestemmer også hvilke procedurer, man skal følge, når et anlæg modtager affald til deponering. Procedurene er baseret på at få karakteriseret affaldet rigtigt i forhold til de ovenfor beskrevne affaldskategorier (inert, mineralsk, blandet eller farligt affald). Kriterierne for affaldskarakterisering er nærmere beskrevet i Rådsbeslutningen om opstilling af procedurer og kriterier for modtagelse af affald til deponering, som er implementeret i Deponeringsbekendtgørelsen.

I forhold til oprydning af en eksisterende forurening knyttet til eksisterende deponeringsanlæg eller etaper på anlæg etableret før 1974, som er godkendt efter miljøbeskyttelsesloven, gælder det, at de ikke er omfattet af den offentlige indsats efter jordforureningsloven. Ifølge Miljøstyrelsen er der registreret 140 kontrollerede deponeringsanlæg, som dermed reguleres efter miljøbeskyttelsesloven, og som ikke er omfattet af regionernes indsats i henhold til jordforureningsloven.

De kontrollerede lossepladser/deponeringsanlæg omfatter to underkategorier:

Nedlukkede anlæg (miljøgodkendte)

Disse anlæg er typisk nedlukket i forbindelse med implementeringen af deponeringsbekendtgørelsen i Danmark (perioden 1999 til 2009, men også før), og er pt. i efterbehandlingsfasen (min. 30 år).

Det drejer sig om miljøgodkendte anlæg, der har miljømæssige forpligtigelser med hensyn til perkolatopsamling/-behandling og -analyser. Anlæggene lever typisk ikke op til deponeringsbekendtgørelsens krav til membraner (men der er som minimum en lermembran eller plastmembran), og/eller de er opfyldte og løbet tør for deponeringskapacitet. Underkategorien omfatter følgende typer, som hver især typisk modtager de anførte affaldstyper:

- Lossepladser: Dagrenovation og andet husholdningsaffald, storskrald, erhvervsaffald, aske, slagger, bygge- og anlægsaffald, asbest, shredderaffald, slam, haveaffald m.m.
- Kommunale og private fyldpladser: Bygge- og anlægsaffald, forurenede jord og storskrald, husholdningsaffald
- Specialdepoter: Typisk forurenede jord, askedepoter eller specialfraktioner fra en virksomheds produktion

Denne underkategori er karakteriseret ved at omfatte meget forskellige typer af anlæg, og deres indretning afhænger af anlæggets alder. Der foreligger generelt bedre data, men sjældent meget detaljerede data for, hvad der er deponeret i hvilke mængder. Data for disse anlæg kan typisk findes via kommunernes, affaldsselskabernes og virksomhedernes arkiver.

Der er fortsat krav om monitoring og perkolatbehandling, og der måles og analyseres på anlæggene (perkolat, grundvand og evt. gasmålinger).

Desuden kan der findes anvendeligt tegningsmateriale. For nogle af anlæggene foreligger der ganske omfattende data (godkendelser, tilsynsnotater, risikovurderinger, landmålinger mv.), som kan anvendes som grundlag for kvantitative vurderinger af mængder, højde, areal osv.

Igangværende deponeringsanlæg

Disse anlæg omfatter miljøgodkendte anlæg, der har godkendelsesmæssige krav om perkolatopsamling/-behandling og -analyser. De nedlukkede og afsluttede etaper på sådanne anlæg kan evt. ikke overholde deponeringsbekendtgørelsens krav til membran.

For denne type anlæg foreligger der gode data vedr. perkolatsammensætning, affaldstyper og mængder samt de fysiske forhold på deponeringsanlægget – og særligt for de nye deponeringsenheder. I mange tilfælde kan der dog være problemer med at finde gode sammenhængende data fra før 1997. Indhentning af gode data kan kræve, at man graver i anlæggenes arkiver eller alternativt finder data hos rensningsanlæggene og i kommunernes arkiver.

Bilag 5. Sorteringsforsøg på Reno Djurs

Efter modtagelse og deklarering af affaldet blev alle læssene aflæsset indendørs i en sorterings-hal, hvorefter affaldet blev spredt ud på et større areal for bedre at kunne foretage en visuel vurdering af læsset. Efterfølgende blev læsset opdelt i følgende fraktioner:

- Deponeringseget affald
- Genanvendelseseget affald
- Forbrændingseget affald
- Farligt affald

Selve sorteringen blev foretaget maskinelt vha. en sortergrab monteret på en gravemaskine. De fraserterede fraktioner blev efterfølgende vejlet og dokumenteret med foto. På Billede 1 og 2 ses resultatet af en sortering fra henholdsvis en genbrugsstation og et landbrug.

I perioden over de 2 måneder blev der udtaget og kontrolleret i alt:

- 143 læs fra Reno Djurs I/S Genbrugsstationer - i alt 833 ton
- 113 læs fra øvrige virksomheder - i alt 1.651 ton.

Tabel 1 viser resultatet af sorteringen af deponeringseget affald fra genbrugsstationerne.

Tabel 1 Resultatet for genbrugspladssorteringen, Reno Djurs I/S

Deponerings-eget (%)	Andet affald (%)	Minimum (kg)	Middel (kg)	Maximum (kg)
		1.030	5.822	14.670
99,40	0,60	6	35	88
93,50	6,47	67	377	949

Det ses af tabellen, at blandet deponeringseget affald stammende fra genbrugsstationerne i det store hele var korrekt sorteret. 93 % af de undersøgte læs havde et indhold af blandet deponeringseget affald på 98 % eller mere. Middelværdien for indhold af deponeringseget affald var på 99 %, hvilket indikerer, at yderligere maskinel sortering af affaldet fra genbrugsstationerne ikke er interessant ud fra en ressourcemæssig betragtning.

Enkelte læs blev noteret indeholdende farligt affald, som typisk er asbestholdigt eternit, som ikke nødvendigvis udgør en miljømæssig risiko, men eventuelt en arbejdsmiljømæssig risiko.



Billede 1: Genbrugsplads, I/S Reno Djurs



Billede 2: Landbrug, Reno Djurs I/S

Det blandede deponeringsegnete affald indeholdt en del beton/tegl, hvor en del er genanvendeligt, men er endt i deponering grundet forkert eller manglende kildesortering. Typisk er glaserede klinker eller skorstensforinger knust og blandet sammen med genanvendelige fraktioner af beton og tegl, hvilket umuliggør efterfølgende sortering og genanvendelse. Tabel 2 viser resultatet fra sorteringen af de øvrige virksomheder.

Tabel 2 **Resultatet for øvrige virksomheder, Reno Djurs I/S**

Deponerings-egnet (%)	Andet affald (%)	Minimum (kg)	Middel (kg)	Maximum (kg)
		340	14.742	34.230
98	2	7	297	689
31	69	235	10.172	23.619

Blandet deponeringseget affald fra øvrige virksomheder er generelt korrekt sorteret, men især affald fra håndværksvirksomheder og sorteringsanlæg havde et lavere indhold af direkte deponeringseget affald. 84 % af de undersøgte læs har et indhold af blandet deponeringseget affald på 98 % eller mere.

Middelværdien for indhold af deponeringseget affald var på 98 %, hvilket umiddelbart indikerer, at yderligere sortering er uinteressant. Da affald fra bl.a. sorteringsanlæggene leveres i træk indeholdende 30 tons eller mere, er det ofte stadig muligt maskinelt at frasortere mere end 600 kg. I håndværkerlæssene er maskinel sortering ofte lettere, da affaldet typisk er mere intakt.

Blandet deponeringseget affald fra håndværkere og sorteringsanlæg er typisk fejlsorteret med imprægneret og rent træ samt andre forbrændingsegnete affaldsfraktioner. Genanvendelige affaldsfraktioner er typisk emballageplast fra byggematerialer samt diverse genanvendelige plastfraktioner.

Bilag 6. Reviewdata

Nedenfor er gengivet data fra et par væsentlige review-artikler fra omkring årtusindskiftet over, hvilke stoffer der kan forventes at findes i perkolat (Christensen, et al, 2000 & Kjeldsen et al, 2002). Disse reviews omfatter også data fra ikke danske deponeringsanlæg, hvilket kan give data, der ligger højt i forhold til typiske danske data. Der er tale om data fra nyere anlæg forventeligt med et større indhold af organisk affald for de ikke-danske pladser vedkommende og i alle tilfælde med, hvad der må karakteriseres som blandet affald i en bred forståelse af ordet.

Tabel 1 Typiske indhold i perkolat fra pladser med "blandet affald" som angivet i review artikler fra omkring årtusindskiftet. Værdier er i mg/l, hvis ikke andet er anført.

Parameter	Parametre anført i Christensen, et al	Parametre anført i Kjeldsen et al
pH	4,5 – 9	4,5 – 9
Ledningsevne, µS/cm	2500 – 35000	2500 – 35000
Tørstof	2000 - 60000	2000 - 60000
Organisk stof		
TOC	30 – 29000	30 – 29000
BI5	20 – 57000	20 – 57000
COD: Kemisk iltforbrug	140 - 152000	140 - 152000
Organisk kvælstof	14 - 2500	14 - 2500
Uorganiske makroparametre		
Fosfor total/ P total	0,1 – 23	0,1 – 23
Klorid(Cl-)	150 - 4500	150 - 4500
Sulfat (SO4--)	8 - 7750	8 - 7750
Bikarbonat	610 - 7320	610 - 7320
Natrium (Na)	70 – 7700	70 – 7700
Kalium (K+)	50 - 3700	50 - 3700
Ammonium-N/ (NH4-N)	50 - 2200	12 - 740
Calcium (Ca)	10 - 7200	10 - 7200
Magnesium	30 - 15000	30 - 15000
Jern (Fe)	3 - 5500	3 - 5500
Mangan (Mn)	0,03 - 1400	0,03 - 1400
Silicium	4 - 70	4 - 70
Uorganiske sporstoffer		
Arsen	0,01 – 1	0,01 – 1
Bly (Pb)	0,001 - 5	0,005 – 0,07
Cadmium (Cd)	0,0001 – 0,4	0,0002 – 0,006
Krom (Cr)	0,02 – 1,5	0,002 – 0,28
Kobolt	0,005 – 1,5	
Kobber (Cu)	0,005 - 10	0,002 – 0,7

Parameter	Parametre anført i Christensen, et al	Parametre anført i Kjeldsen et al
Kviksølv (Hg)	0,00005 – 0,16	
Nikkel (Ni)	0,015 – 13	0,002 – 0,13
Zink (Zn)	0,03 - 1000	0,003 – 5,3
Aromatiske kulbrinter		
Benzen	0,001 – 1,63	0,0002 – 1,63
Ethylbenzen	0,001 – 1,28	0,223
Toluen	0,001 – 12,3	0,001 – 12,3
Xylener	0,004 – 3,5	0,0008 – 3,5
Trimethylbenzen	0,004 – 0,25	0,0003 – 0,016
Naphtalen	0,0001 – 0,26	0,0001 – 0,26
Klorerede kulbrinter		
Klorbenzen	0,0001 – 0,11	0,0001 – 0,11
1,2-diklorbenzen	0,0001 – 0,032	0,0001 – 0,032
1,4-diklorbenzen	0,0001 – 0,015	0,0001 . 0,016
1,1 - diklorethan	-	0,0006 – 0,046
1,1,1-triklorethan	0,0001 – 3,81	0,0001 – 3,81
Triklorethylen	0,0007 – 0,75	0,00005 – 0,75
Tetraklorethylen	0,0001 – 0,25	0,00001 – 0,25
Triklormethan = kloroform	0,001 – 0,07	0,001 – 0,07
1,2-diklorethan		< 0,006
Vinylklorid		0,05 (gns.)
AOX	-	0,2 - 5
Fenoler		
Fenol	0,001 – 1,2	0,0006 – 1,2
Kresoler	0,001 – 2,1	0,001 – 2,1
4-Klorfenol		0,0002 – 0,0013
Bisphenol A		0,2 – 0,24
Nonylfenol		0,0063 – 0,007
Diverse		
Acetone	0,006 – 4,4	0,006 – 4,4
DEHP		0,0006 – 0,235
DEP	0,01 – 0,66	0,01 – 0,66
DnBP	0,005 – 0,015	0,0001 – 0,07
Tetrahydrofuran	0,009 – 0,43	0,009 – 0,43
Tri-n-butylfosfat	0,001 – 0,36	0,0012 – 0,36
MTBE	-	0,0008 – 0,035
Methylethylketon	-	0,11 – 6,6
Pesticider		
Bentazon		0,3 – 4,0
MCPP	0,002 – 0,09	0,00038 – 0,15
MCPA		0,0002 – 0,009

Parameter	Parametre anført i Christensen, et al	Parametre anført i Kjeldsen et al
Glyfosfat ²¹		0,0017 – 0,027

²¹ er nu forbudt anvendt i Danmark (siden 2011).

Bilag 7. Monitering af stoffer i perkolat fra forskellige typer deponeringsanlæg

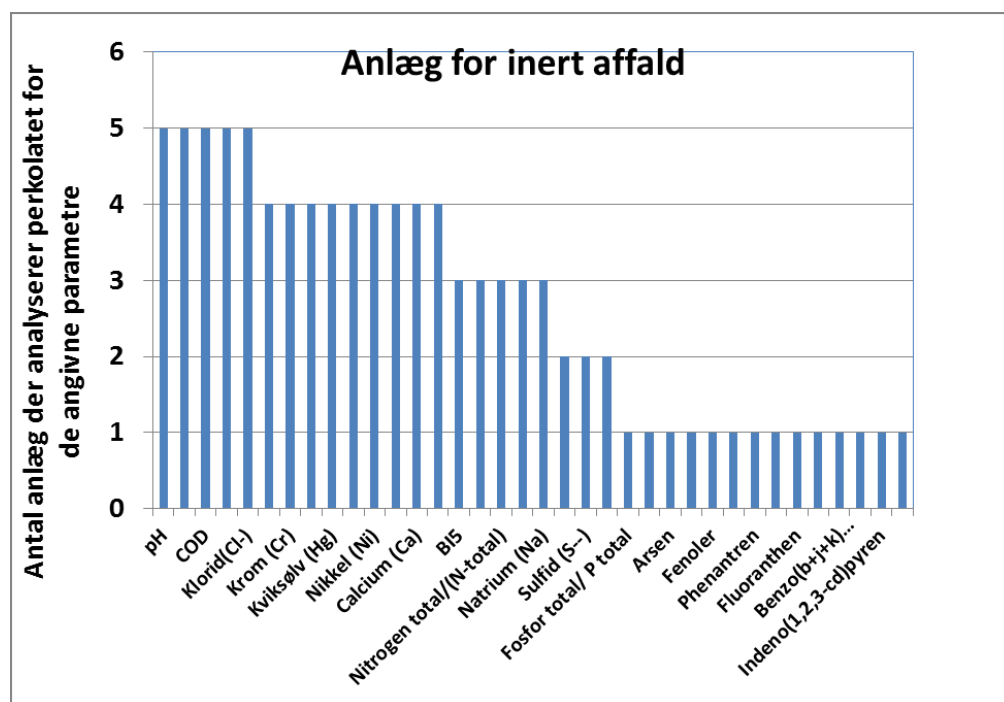
Dansk Affaldsforening (Rosendal, 2015) har udarbejdet en oversigt over de analyseparametre, som indgår i de årlige, udvidede monitoringsprogrammer for perkolat for på 24 danske deponeringsanlæg med enheder for inert, mineralsk, blandet og farligt affald. Listen omfatter således ikke alle danske deponeringsanlæg, men er formentlig i nogen grad repræsentativ for situationen i Danmark. Baseret på disse data ses i Tabel 1 en oversigt de procentdele af de forskellige typer deponeringsanlæg/-enheder, hvori de forskellige analyseparametre indgår.

Tabel 1 Oversigt over procentdele af deponeringsenheder, hvor der måles for de angivne parametre i perkolatet.

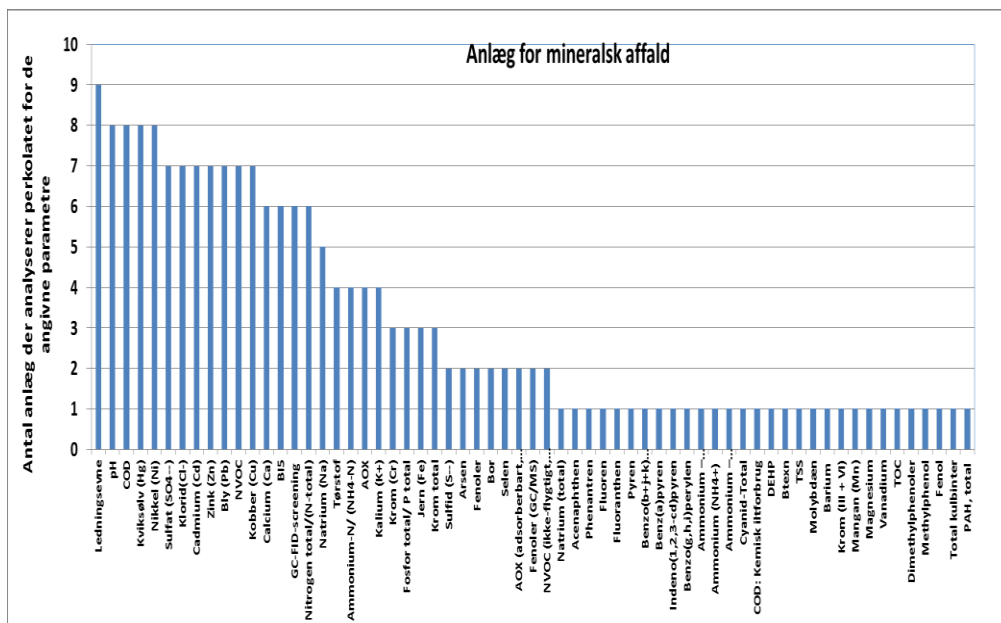
Procentdel af enhederne, der måler for de angivne parametre i perkolatet	Deponeringsanlæg/-enheder for:			
	Inert affald 5 enheder /anlæg	Mineralsk affald 10 enheder /anlæg	Blandet affald 18 enheder /anlæg	Farligt affald 3 enheder /anlæg
100 % (alle enheder) analyserer perkolatet for:	pH, ledningsevne, COD, sulfat, klorid	-	Cd, Zn	Klorid
60 - 67 % af anlæggene analyserer perkolatet for:	Tørstof, Cr, Cd, Hg, Zn, Ni, Pb, Ca, NVOC, BI5, N-tot, Cu, Na	Ledningsevne, pH, COD, Hg, Ni, sulfat, klorid, Cd, Zn, Pb, NVOC, Cu, Ca, BI5, N-total	Hg, Ni, Pb, ledningsevne, pH, sulfat, klorid, Cu, COD, Ca, Na, BI5, NVOC	pH, Cd, Zn, Hg, Ni, Pb, ledningsevne, Pb, sulfat, Cu, COD, Ca, Na, N-tot, NH4-N, tørstof
20 - 33 % af anlæggene analyserer perkolatet for:	NH4-N, sulfid, AOX, P-tot, Fe, As, Na, fenoler, PAH'er	Na, tørstof, NH4-N, AOX, K, P-tot, Fe, Cr-tot, sulfid, As, fenoler, B, Se, AOX, fenoler (GC-MS), NVOC	N-tot, NH4-N, Fe, tørstof, K, AOX, Cr-tot, sulfid, As, Mn, PAH-tot, fluorid	BI5, NVOC; Fe, K, AOX, P-tot, Cr, sulfid, As, Mo, DEHP, TOC, bikarbonat, PCB, cyanid, C5-C35, naphthalen, PAH'er

Af Tabel 1 ses det for eksempel, at der måles pH på alle 5 enheder for inert affald, mens dette kun er tilfældet for 60 – 67 % enhederne for mineralsk, blandet og farligt affald. Kun pH, lednings-
evne, COD, sulfat og klorid måles på alle enheder for inert affald, mens ingen parametre måles
på alle enheder for mineralsk affald. På alle enheder for blandet affald måles Cd og Zn, og på
alle enheder for farligt affald måles kun klorid. Der er således stor forskel på analyseprogram-
merne for perkolat fra de forskellige anlæg, selv mellem samme type enheder. Det skyldes dels,
at der manglede (og stadig mangler) regler for, hvilke parametre, der skal indgå i perkolat moni-
teringsprogrammerne, dels at godkendelserne af deponeringsanlæggene (hvor analysepro-
grammerne er fastlagt) er blevet givet decentralt.

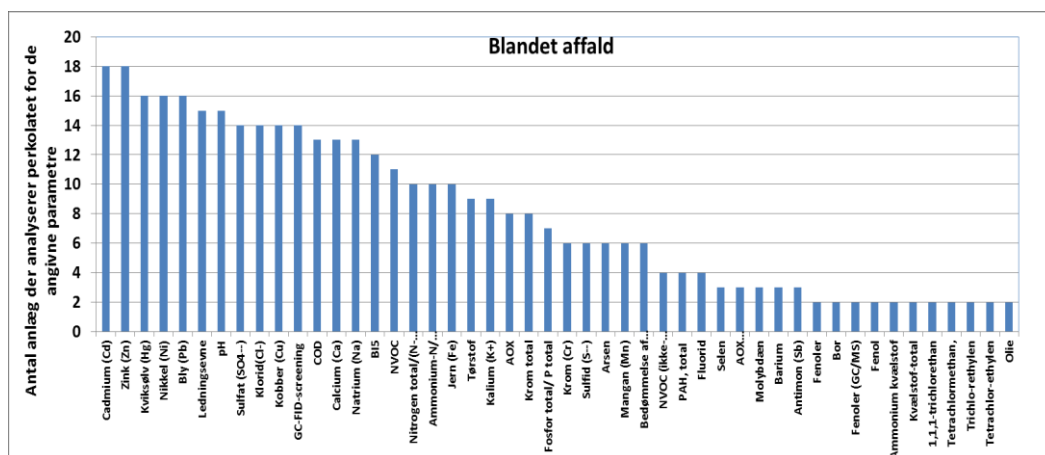
I Figur 1 til og med 4 er det antal enheder for henholdsvis inert, mineralsk, blandet og farligt affald,
som måleranlæg, som analyserer perkolatet for en given parameter, angivet grafisk. For blandet
affald er følgende parametre, som kun måles på ét anlæg/en enhed, af hensyn til overskuelighe-
den ikke vist grafisk: Natrium (total), ammonium – ammoniak, ammonium (NH₄⁺), ammonium –
ammoniak – N/ (NH₃ + NH₄⁺–N), , men i stedet oplyst under figuren. I, TSS, krom (III + VI),
TOC, bikarbonat, nitrat-N, nitrit-N, PCB, jern, cyanid, kobolt, thallium, triklormethan, kloroform, ,
vinylklorid, fenoler, total kulbrinter, toluen, xylener, benzen, , naphthalen.



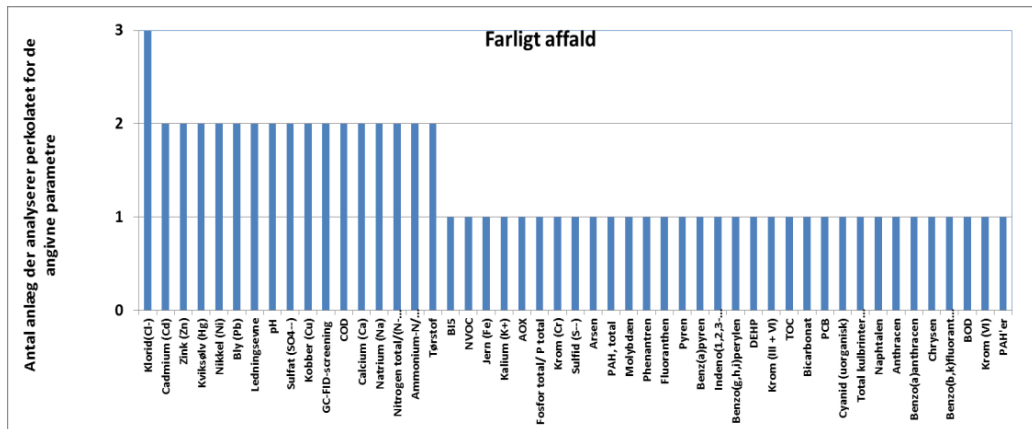
Figur 1 Perkولاتanalyseprogram ved anlæg for inert affald (5 anlæg/enheder).



Figur 2 Perkolatanalyseprogram ved anlæg for mineralsk affald (10 anlæg/enheder).



Figur 3 Anlæg for blandet affald (18 anlæg/enheder)



Figur 4 Anlæg for farligt affald (3 anlæg/enheder).

I tabellen og graferne er der ikke taget hensyn til, at nogle stoffer/parametre forekommer flere gange på listerne, fordi de i forskellige godkendelser forekommer under forskellige betegnelser, eller fordi enkelte parametre kan udgøre en del af andre parameterbetegnelser.

Reference:

- Rosendal, R.M. (2015): Excel-fil med beskrivelser og perkolatdata fra et stort antal danske deponeringsanlæg. Dansk Affaldsforening.

Bilag 8. Perkolatanalyser fra deponeringsenheder for blandet affald

Med henblik på at tilvejebringe et overblik over de data vedrørende sammensætningen af perkolat fra igangværende og nedlukkede deponeringsanlæg og deponeringsenheder, som er tilgængelige, er der indsamlet tidsserier af perkolatanalyser fra enheder for blandet affald fra 8 deponeringsanlæg. Valget af anlæg har primært været baseret på tilgængelighed og kvalitet af data. De indsamlede data udgør endvidere en del af grundlaget for opstilling af forslag til stoffer og stofgrupper, som bør indgå i en risikovurdering for deponeringsanlæg.

Indsamlingen har klart vist, at det er vanskeligt at finde pålidelige og brugbare data vedrørende perkolatsammensætningen som funktion af tiden for de enkelte deponeringsenheder. Der findes en del tidsserier for perkolat kvalitet, som dækker flere årtier, men kun i meget få tilfælde vedrører de alene perkolat fra en enkelt deponeringsenhed. Det typiske forløb har været, at en enhed f.eks. for blandet affald er blevet anlagt og taget i brug, og der er udtaget prøver flere gange årligt fra perkolatopsamlingssystemet, inden perkolatet er blevet ført videre til et spildevandrensingsanlæg. Typisk én gang om året har analyseprogrammet været mere omfattende end de øvrige gange. Når enheden har været fyldt op, er der ved siden af anlagt en ny etape/enhed, som så er taget i brug. Perkolatet fra den nye enhed tilledes det samme opsamlingssystem som perkolatet fra den gamle enhed fortsat tilledes efter at denne er blevet afsluttet og eventuelt overdækket. De perkolatprøver, som fremover udtages, indeholder nu en blanding af perkolat fra begge enheder, som jo befinder sig på forskellige udviklingsstadier (og måske også indeholder affald af forskellige sammensætninger), hvorfor der måske kunne forventes forskelle i perkolatet fra de to enheder. Antallet af deponeringsenheder, som over en årrække successivt tilsluttes samme perkolatdrænsystem kan være ganske betydeligt. Nogle steder betyder det, at perkolatanalyserne repræsenterer perkolat fra måske 5 til 6 forskellige deponeringsenheder på forskellige udviklingsstadier over en periode på 20 – 30 år. Hermed bliver det vanskeligt ud fra perkolatmoniteringsdata at vurdere, hvilket stadie i udvikling og udvaskning den enkelte deponeringsenhed befinder sig på. Det er først med deponeringsbekendtgørelsen fra 2009, at der er stillet krav om, at der ved monitering af perkolat skal udtages prøver fra samlebrøndene for hver enkelt (nygodkendte) deponeringsenhed. Desværre indeholder den gældende deponeringsbekendtgørelse ingen klare angivelser af, hvilke stoffer der skal indgå i analyseprogrammet for perkolatprøverne.

I de fleste tilfælde foreligger der kun information om den samlede årlige perkolatmængde, men ingen oplysninger om de årligt fjernede perkolatmængder fra hver enkelt enhed. Da det vil være hensigtsmæssigt at kunne kombinere perkolatmængder og perkolat kvalitet for at beskrive udvaskningsgrad og udvaskede stofmængder, må oplysninger om perkolatmængder oftest estimeres ud fra en fordeling af den samlede perkolatmængde på grundlag af arealbetragtninger mv.

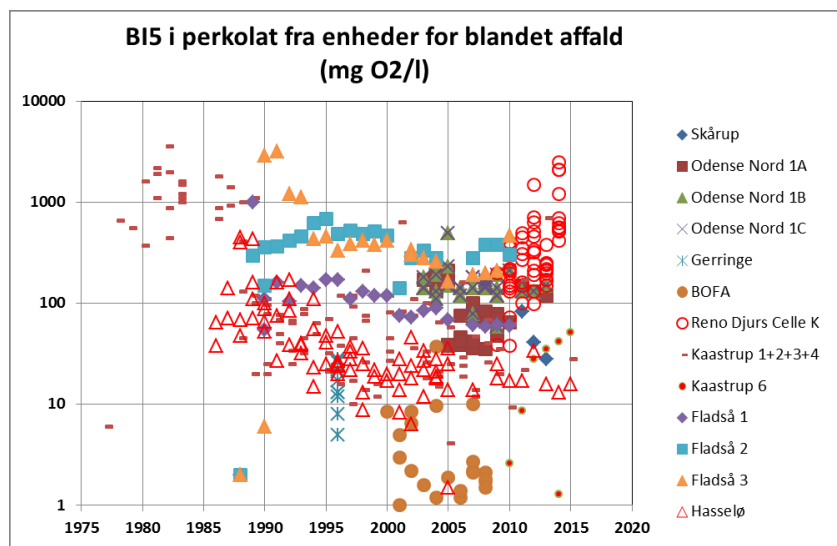
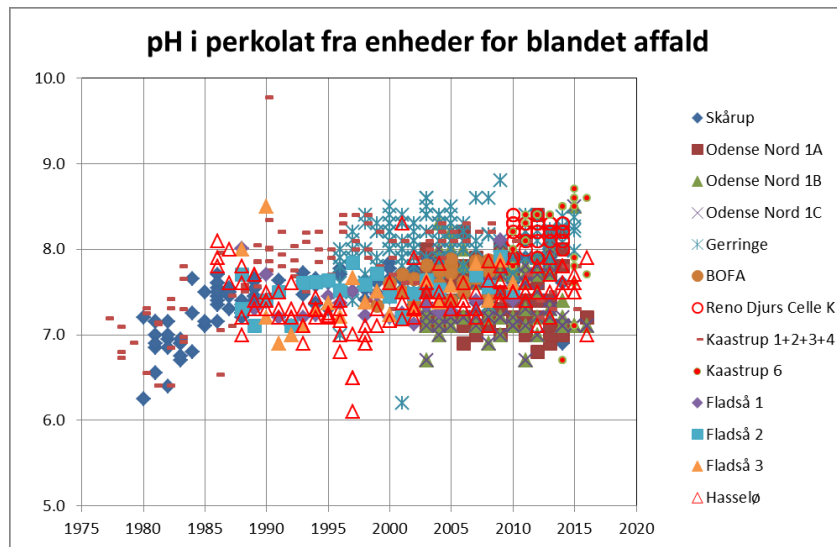
I Tabel 1 ses en beregning af stofindhold i perkolat fra deponeringsenheder for blandet affald fordelt på fraktiler (10, 50, 90, 95 og 100 %) samt minimums- og maksimumsværdi og gennemsnit. N betegner antallet af målinger af en given parameter. Ved for eksempel at anvende 90 % - fraktilen som grundlag for videre arbejde med datasættet frasorteres de værste vildskud (fejlanalyser eller resultatet af, at de udtagne perkolatprøver normalt er ufiltrerede).

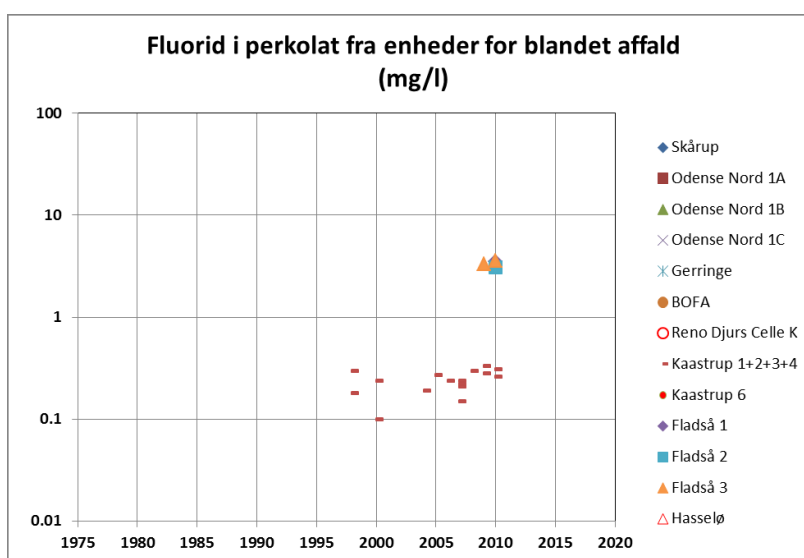
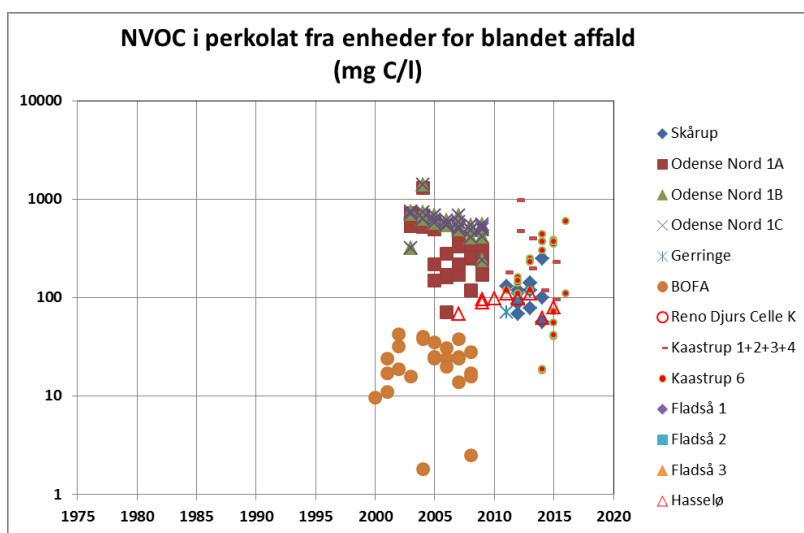
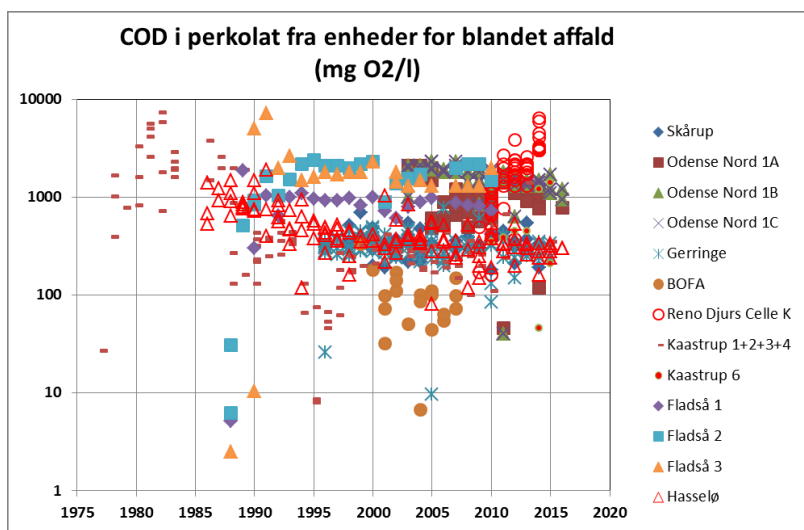
Tabel 1 Beskrivelse af stofindhold i perkolat fra deponeringsenheder for blandet affald fra 8 deponeringsanlæg.

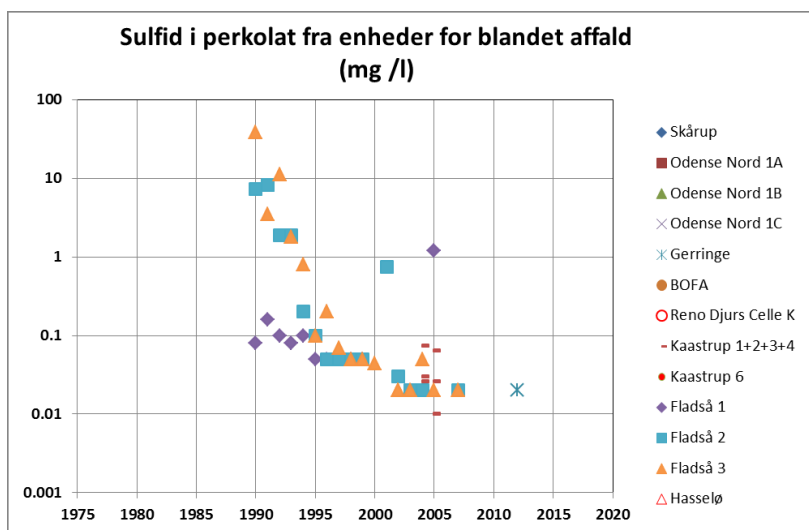
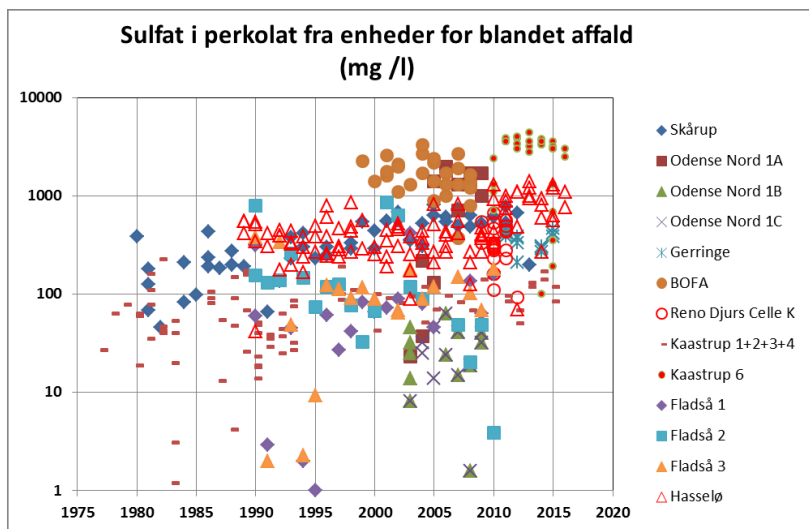
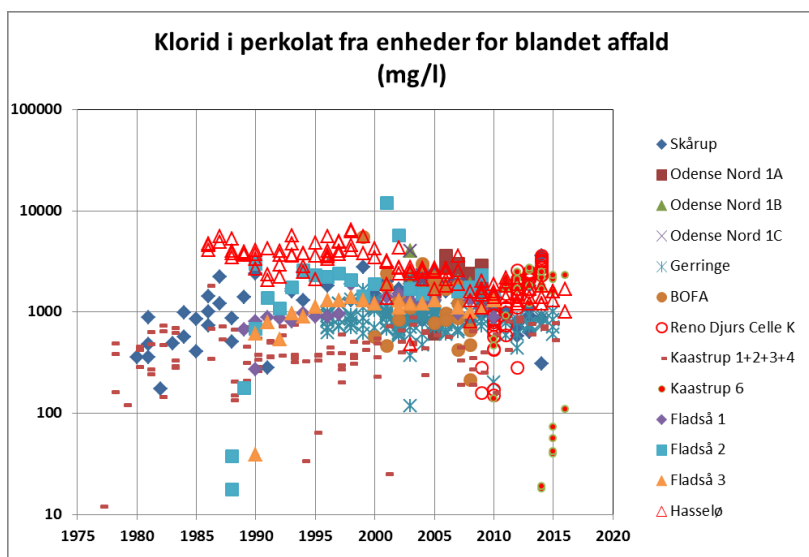
Parameter	Enhed	Fraktiler						Min	Max	Gnsnt.	N
		10 %	50 %	75 %	90 %	95 %	100 %				
pH	-	7.1	7.6	8.00	8.20	8.37	9.77	6.10	9.77	7.64	992
BI5	mgO2/l	12	100	210	509	1010	3600	0.50	3600	229	991
COD	mgO2/l	200	480	1400	2000	2300	7400	2.50	7400	907	728
NVOC	mgC/l	25	250	540	680	715	1400	1.80	1400	324	171
Fluorid	mg/l	0.18	0.27	0.32	3.3	3.5	3.6	0.1	3.6	0.87	20
Klorid	mg/l	360	1100	1900	2800	3736	12000	1.0	12000	1444	719
Sulfat	mg/l	32	270	558	1400	2730	4400	0.002	4400	556	435
Sulfid	mg/l	0.020	0.050	0.19	2.1	7.8	39	0.01	39	1.6	50
Total-N	mg/l	57	150	230	350	460	890	0.38	890	181	507
NH3/4+-N	mg/l	28	151	290	590	690	850	0.007	850	226	671
Nitrat	mg/l	0.10	1.4	4.3	9.0	18	115	0	115	4.6	120
Nitrat+nitrit	mg/l	0.020	0.10	0.10	0.27	0.44	1.8	0	1.8	0.16	53
Total-P	mg/l	0.50	2.9	4.2	5.6	9.7	350	0.008	350	9.4	427
Fosfat-P	mg/l	0.12	1.4	2.0	2.7	3.4	10	0	10	1.5	166
Bikarbonat	mg/l	1161	2040	2295	2499	2588	3600	600	3600	1941	34
Ca	mg/l	110	260	410	834	1055	2400	27	2400	371	247
Mg	mg/l	40	100	126	162	184	260	0.2	260	100	195
Na	mg/l	170	685	1200	1700	2100	5033	2.3	5033	828	340
K	mg/l	124	470	855	1390	1900	5700	0.5	5700	685	263
Fe	mg/l	0.87	7.3	15	40	65	820	0.0013	820	23	285
Mn	mg/l	0.29	0.90	1.5	2.2	5.7	710	0.0200	710	6.6	156
Al	µg/l	8.9	40	69	227	500	500	8.0	500	93.2	18
As	µg/l	0.0002	27	78	108	144	1000	0.0001	1000	57	113
B	µg/l	1.2	3	3100	6920	7760	23000	0.0030	23000	2107	135
Cd	µg/l	0.0020	0.14	0.47	6.4	14	170	0	170	4.0	307
Co	µg/l	2.6	5.6	6.7	8.4	10	28	0.5	28	5.8	38
Cr-tot	µg/l	0.011	14	32	48	59	310	0.001	310	22.3	168
Cr(VI)	µg/l	0.009	0.025	1.0	1.0	1.1	3.3	0	3.3	0.4	95
Cu	µg/l	0.017	3.0	64	201	396	1300	0.00005	1300	74	250
Hg	µg/l	0.00005	0.010	0.050	0.31	0.58	20	0	20	0.24	309
Mo	µg/l	3.7	8.5	24	55	68	100	1.0	100	21	22
Ni	µg/l	0.03	19	89	180	220	280	0	280	53	244
Pb	µg/l	0.01	0.04	5.0	16	88	540	0	540	13	380
Se	µg/l	1.0	1.00	1.0	1.8	2.3	2.8	1.0	2.8	1.2	14
V	µg/l	1.0	32	138	508	544	580	1.0	580	143	10
Zn	µg/l	0.022	0.23	26	127	274	1000	0.0005	1000	48	294
Benzen	µg/l	0.11	1.4	2.1	2.6	2.9	3.8	0.02	3.8	1.5	69
Toluen	µg/l	0.06	5.0	10	13	19	33	0.02	33	6.7	76
Ethylbenzen	µg/l	0.14	2.8	4.0	5.2	6.0	6.3	0.02	6.3	2.8	68
Xylener	µg/l	4.1	13	18	23	26	34	0.05	34	13	64
BTEX	µg/l	12	23	34	42	44	53	2.3	53	25	56
C6-C10	µg/l	2.0	37	72	87	97	1900	2.0	1900	63	77
C10-C25	µg/l	9.2	245	410	650	1100	15000	8.0	15000	526	80
C25-C35	µg/l	9.0	10	20	140	1000	8000	9.0	8000	526	81
C6-C35	µg/l	22	320	520	806	2430	25000	3.0	25000	922	75
Naphthalen	µg/l	0.031	0.34	0.53	1.0	1.2	4.5	0.010	4.5	0.47	69
Acenaphtylen	µg/l	0.010	0.010	0.010	0.016	0.021	0.17	0.010	0.17	0.015	61
Acenaphthen	µg/l	0.010	0.019	0.074	0.11	0.25	2.1	0.010	2.1	0.11	69
Fluoren	µg/l	0.010	0.035	0.067	0.16	0.28	2.8	0.010	2.8	0.12	69
Phenanthren	µg/l	0.010	0.012	0.049	0.12	0.19	32	0.010	32	0.72	69
Anthracen	µg/l	0.010	0.010	0.031	0.10	0.17	2.1	0.010	2.1	0.10	67
Fluoranthren	µg/l	0.010	0.010	0.030	0.053	0.11	14.0	0.010	14	0.33	69
Pyren	µg/l	0.010	0.010	0.022	0.048	0.14	26.0	0.010	26	0.57	69
Benz(a)-anthracen	µg/l	0.010	0.010	0.010	0.018	0.035	0.56	0.010	0.56	0.026	67
Chrysen	µg/l	0.010	0.010	0.010	0.015	0.038	1.3	0.010	1.3	0.041	67
Benz(b)-fluoranthren	µg/l	0.010	0.010	0.010	0.024	0.026	0.10	0.010	0.10	0.015	61
Benz(k)-fluoranthren	µg/l										
Benz(a)-pyren	µg/l	0.010	0.010	0.013	0.220	0.311	0.62	0.010	0.62	0.064	80
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0.010	0.010	0.010	0.010	0.021	0.10	0.010	0.10	0.013	63
Benz(g,h,i)-perylene	µg/l	0.010	0.010	0.010	0.011	0.028	0.40	0.010	0.40	0.023	69
Dibenz(q,h)-anthracen	µg/l	0.010	0.010	0.010	0.010	0.017	0.10	0.010	0.10	0.012	65
PAH16	µg/l	0.00027	0.19	0.56	1.2	1.6	88	0.000045	88	1.8	90
PAH6	µg/l	0.47	1.15	1.30	1.3	1.3	1.3	0.24	1.3	1.0	4
PCB7	µg/l	0.0047	0.012	0.016	0.020	0.020	0.021	0.0034	0.021	0.012	7
AOX	µg/l	0.1600	0.600	99.500	156.000	253.00	400.0	0.050	400.0	60.457	55
Vinylklorid	µg/l	0.0200	0.020	0.020	0.038	0.10	2.0	0.020	2.0	0.088	32
Fenol	µg/l	0.0071	0.20	1.0	5.1	13	61	0.00070	61	2.3	207
Fenoler	µg/l	0.033	0.069	2.1	5.0	8.0	30	0.00019	30	1.9	81
Kresoler	µg/l	0.23	0.80	1.4	18	37	56	0.15	56	7.7	8
Nonyl-fenol	µg/l	0.050	0.33	0.75	1.3	1.5	1.9	0.050	2	0.5	58
DEHP	µg/l	0.10	0.33	0.85	1.3	1.9	8.8	0.050	9	0.80	53

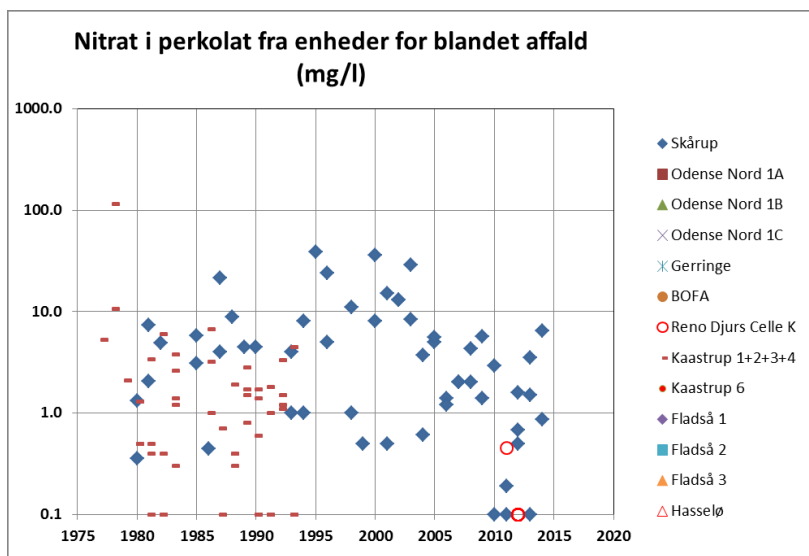
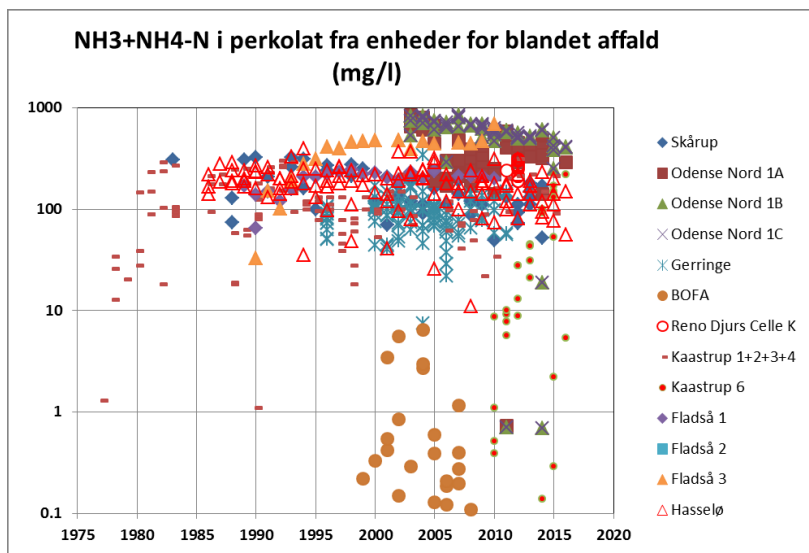
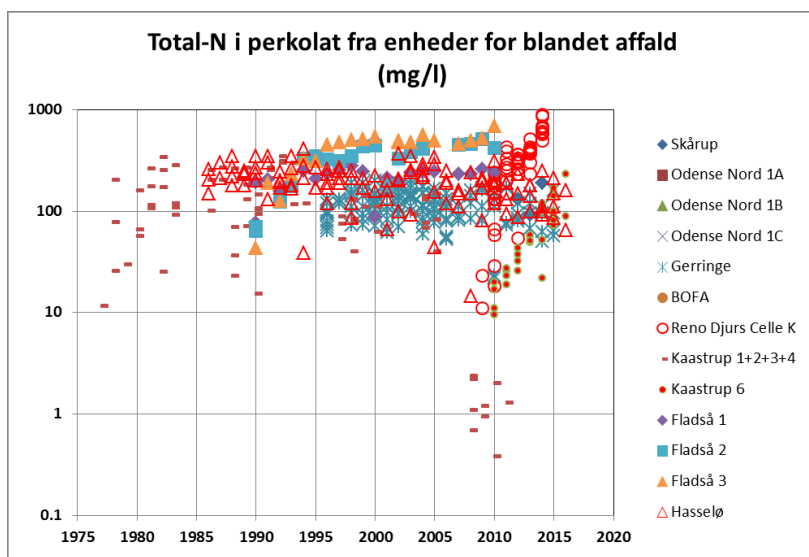
Nedenfor og på de følgende sider er resultaterne for en række af de enkelte parametre/stoffer beskrevet grafisk, således at det kan ses, hvordan udviklingen med tiden har været for de forskellige enheder. For nogle af enhederne kan der faktisk ses en udviklingstendens over det tidsforløb, de forskellige dataserier dækker, mens det for andre ikke er tilfældet, formentlig fordi de består af blandinger fra flere enheder.

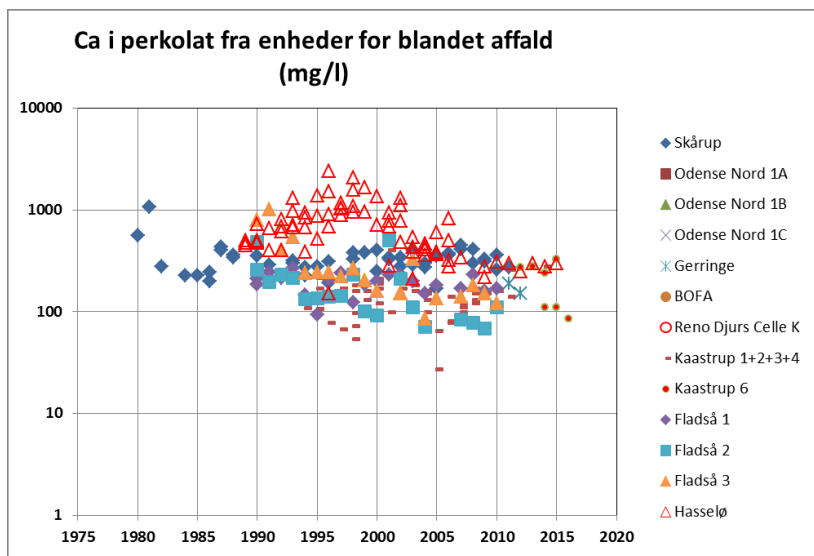
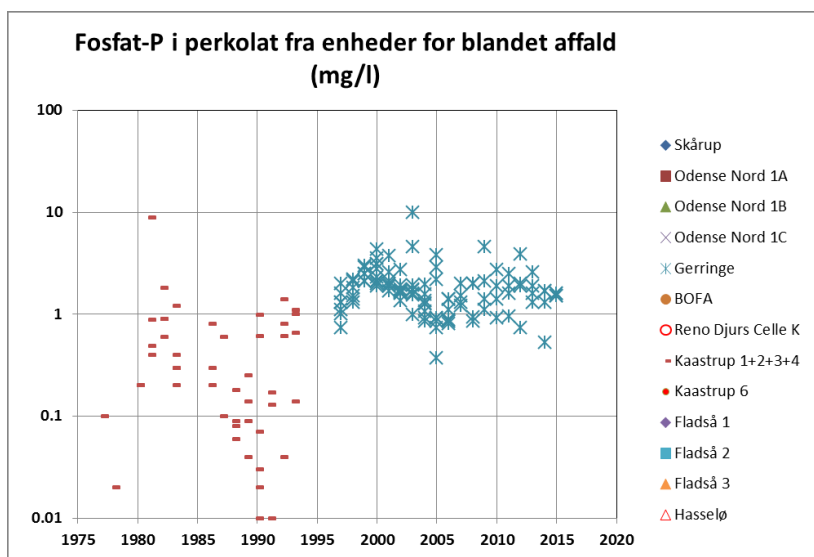
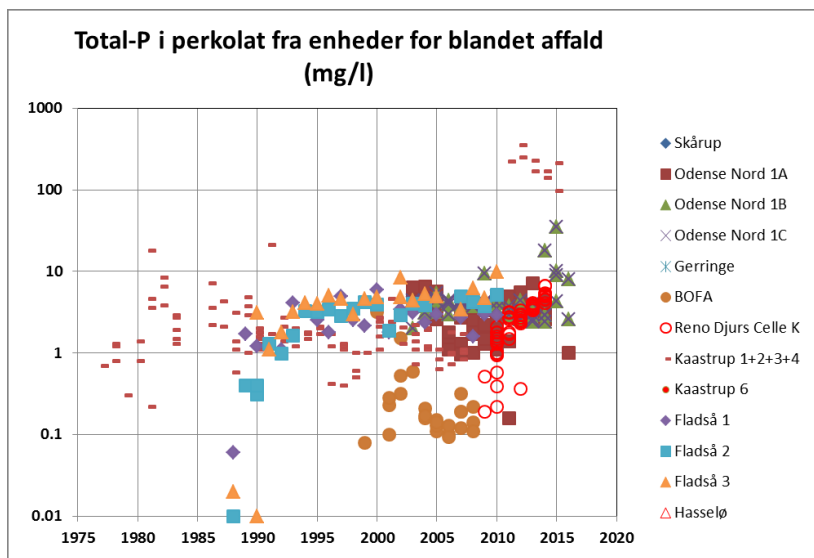
Det skal bemærkes, at både i Tabel 1 og graferne indgår analyseresultater under detektionsgrænsen med værdien af detektionsgrænsen. Dette har ingen væsentlig betydning, når resultaterne beskrives i form af fraktiler, men betyder for grafernes vedkommende, at en del af de laveste værdier i virkeligheden kan være endnu lavere.

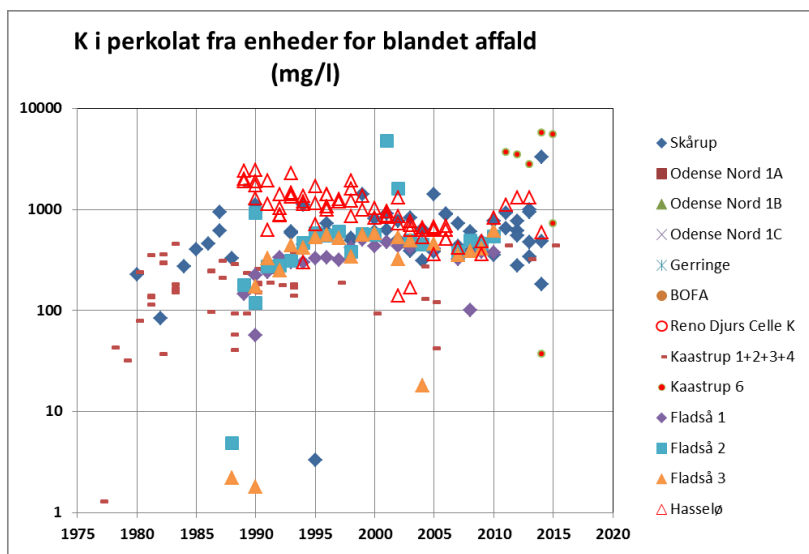
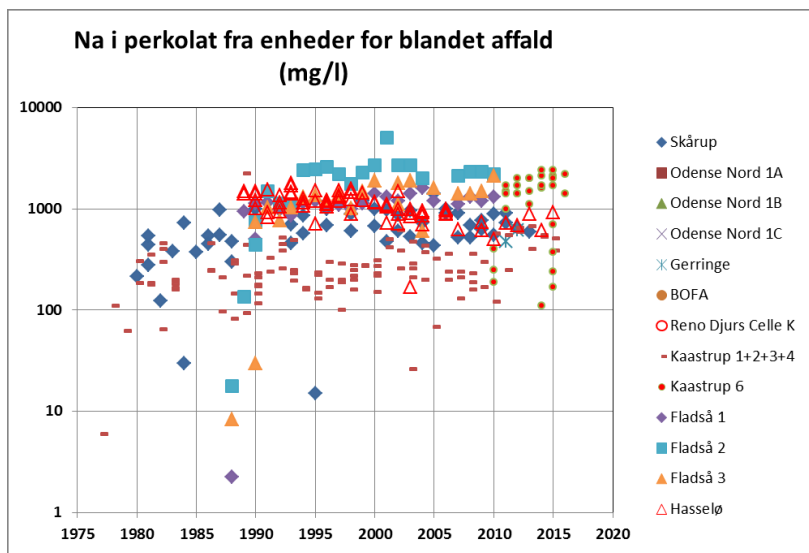
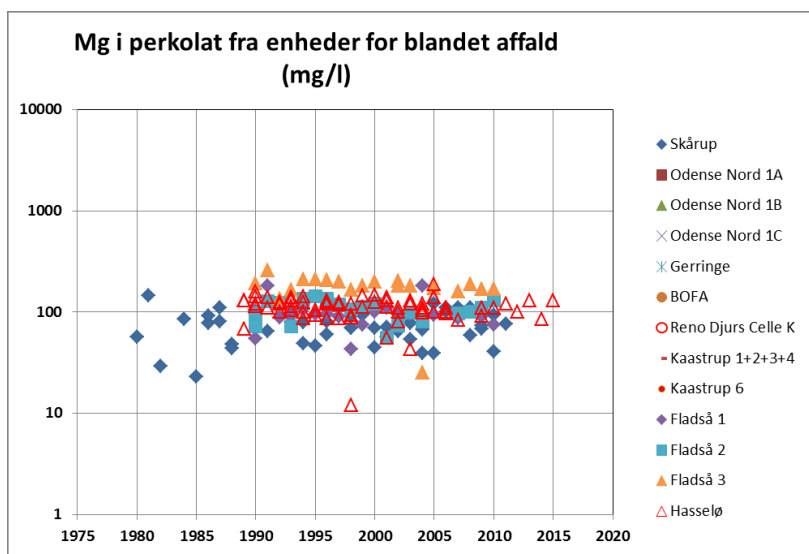


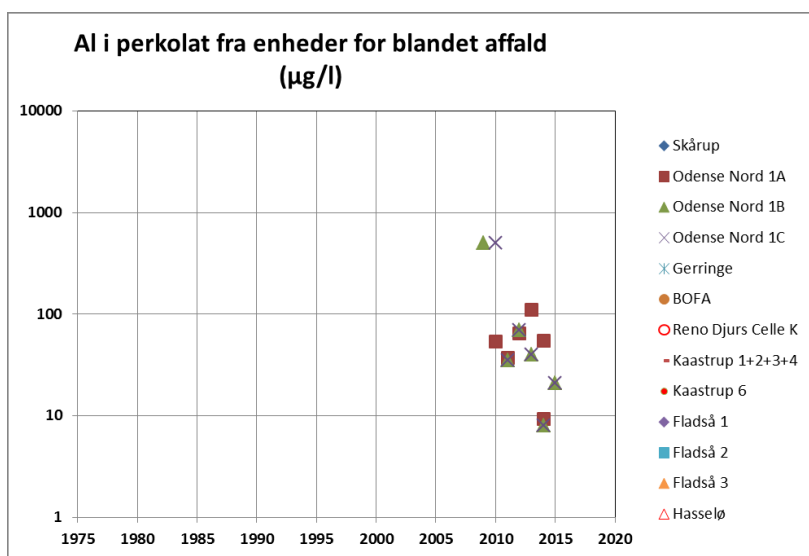
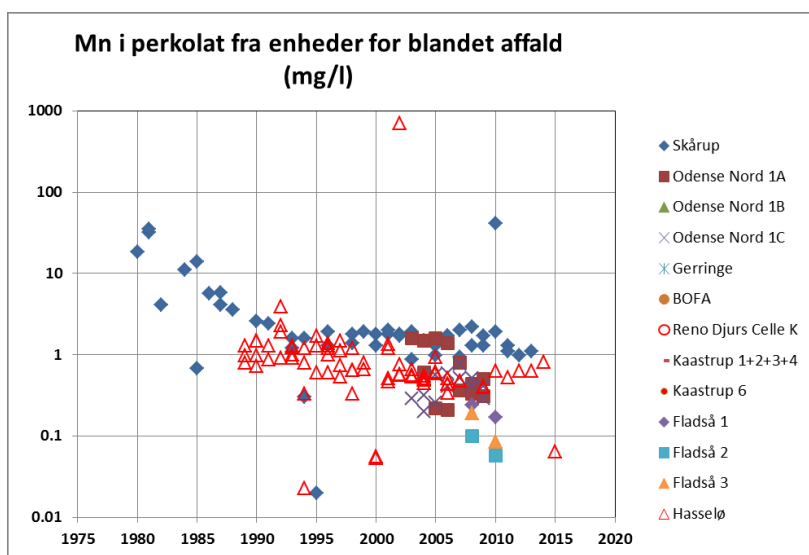
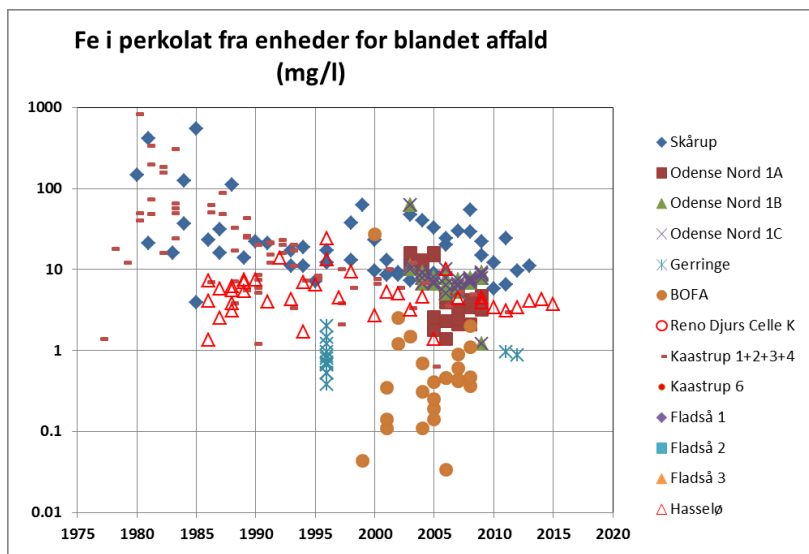


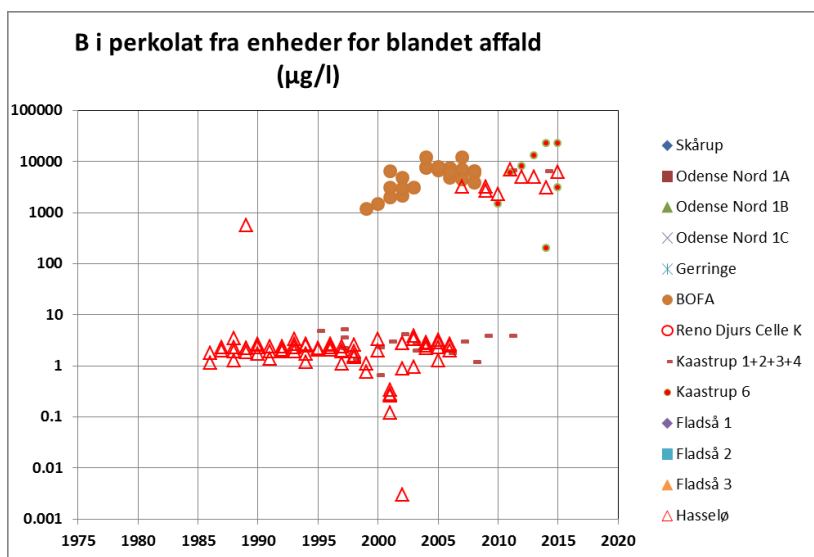
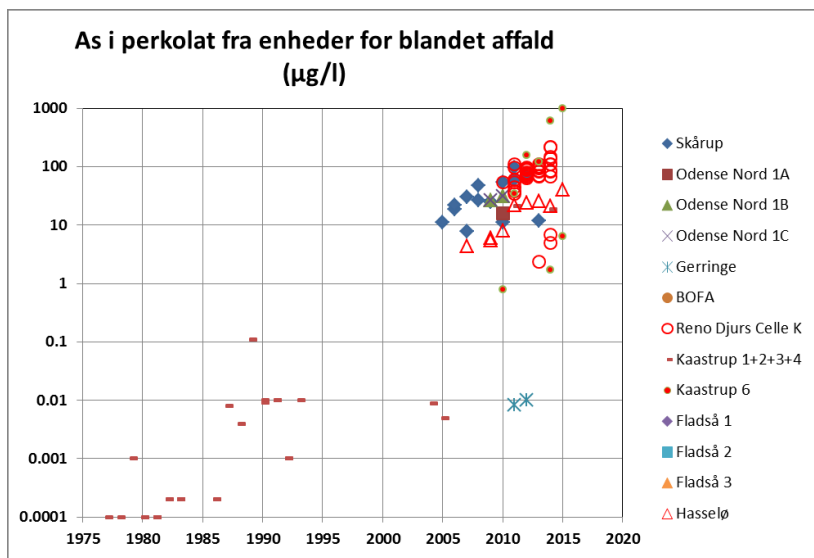




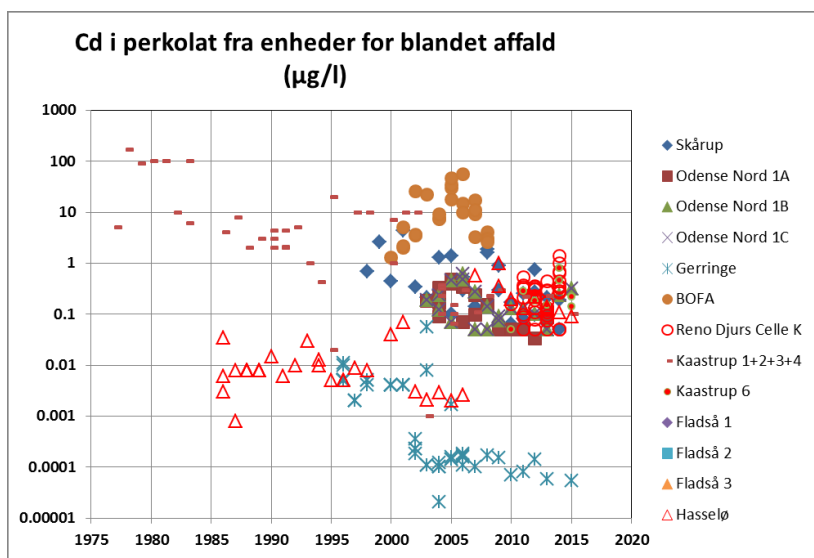


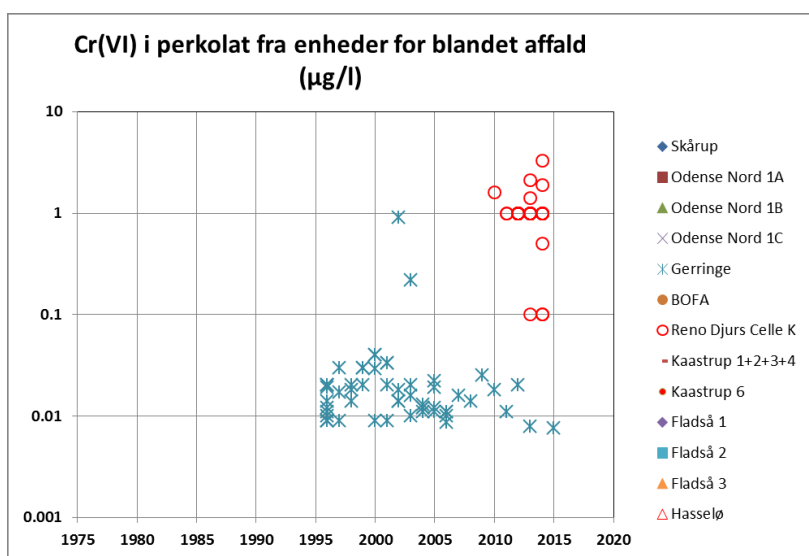
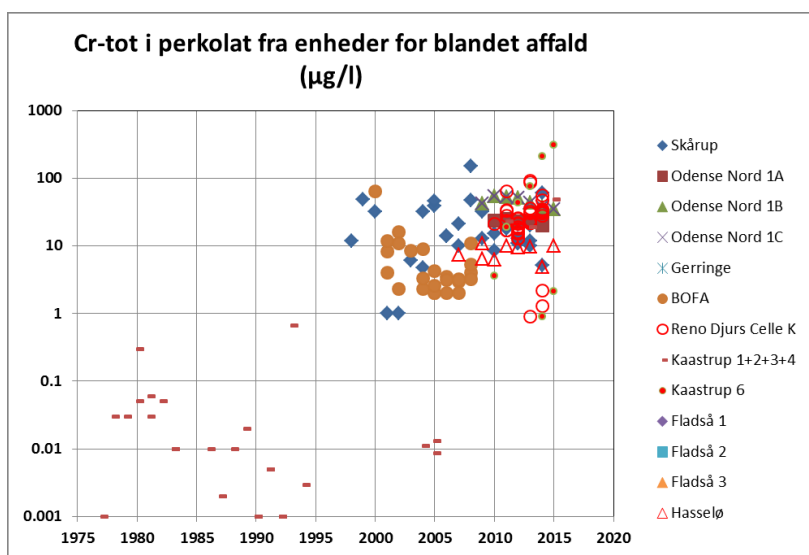
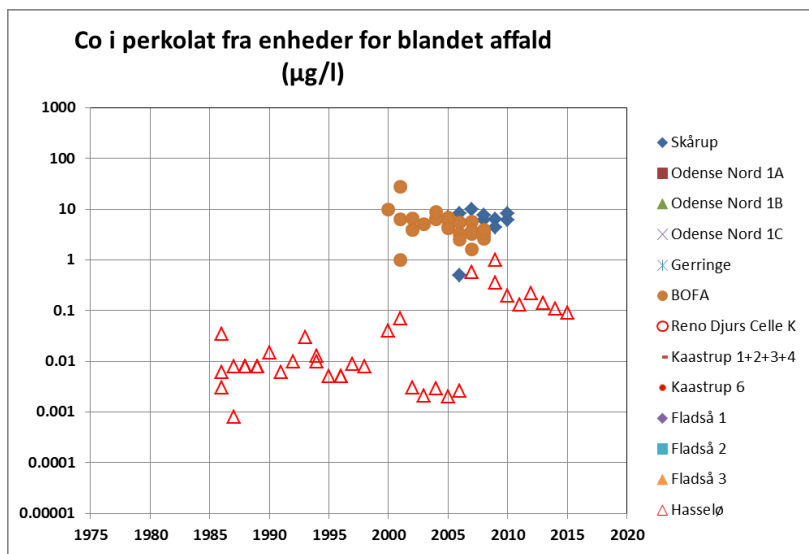


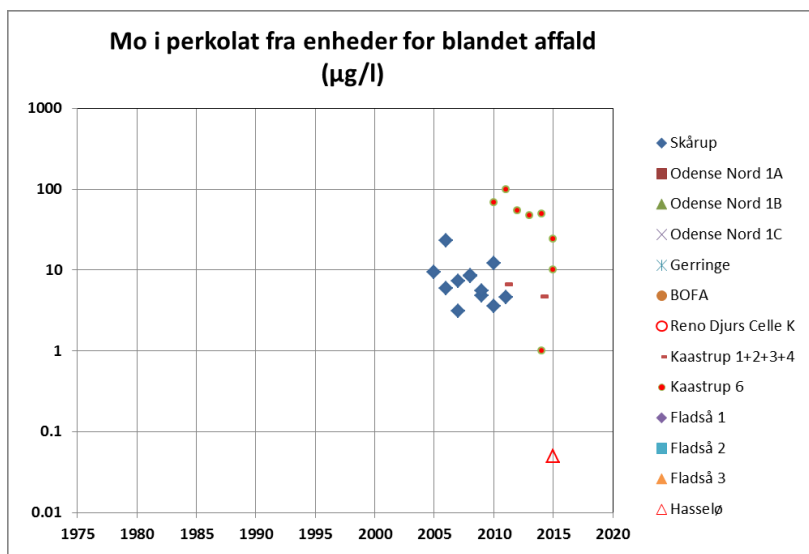
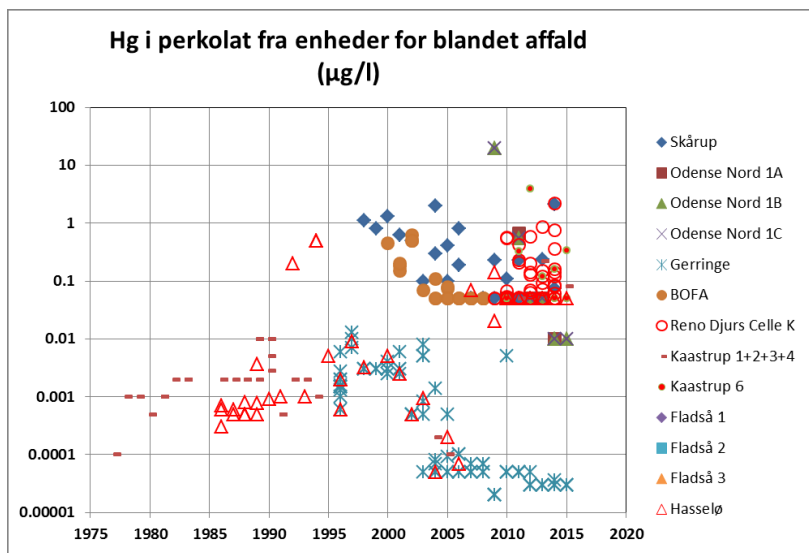
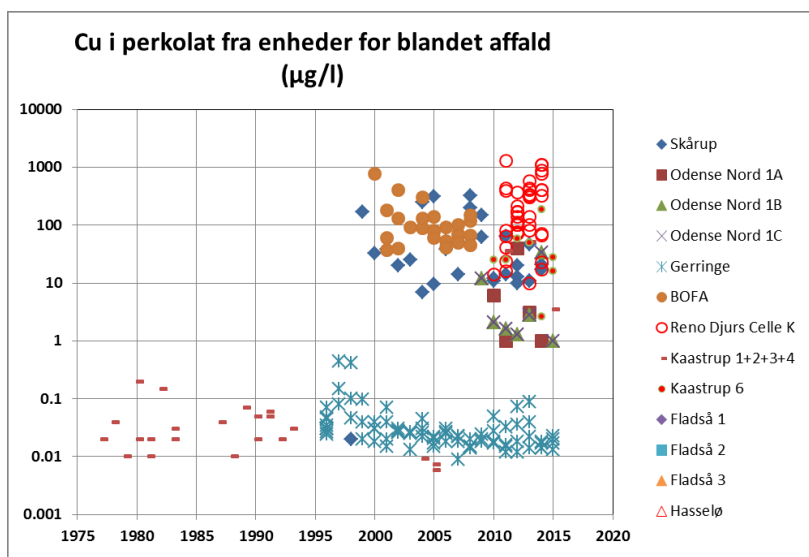


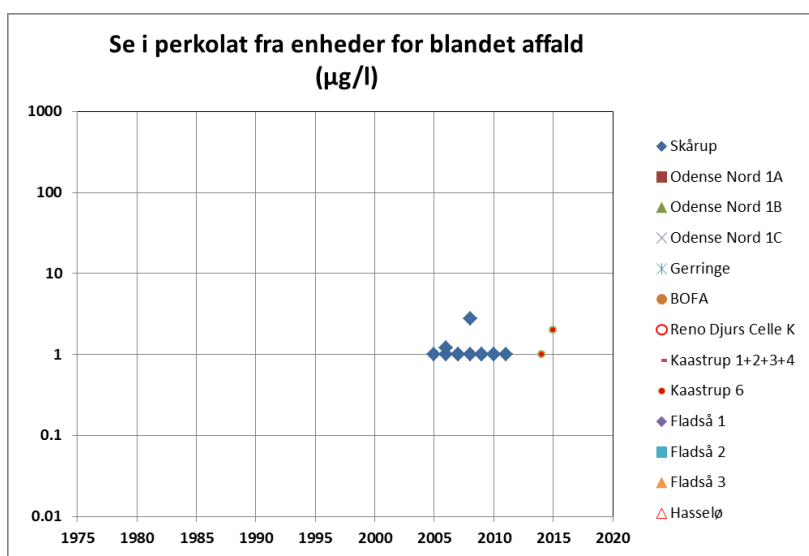
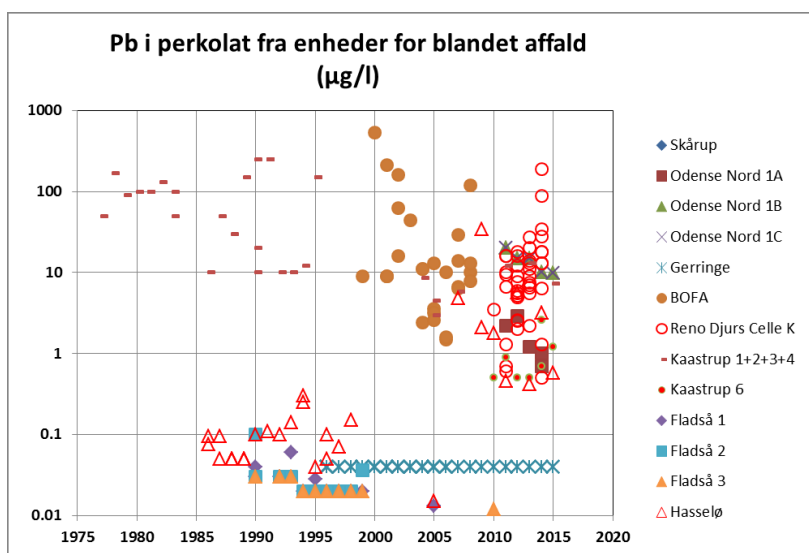
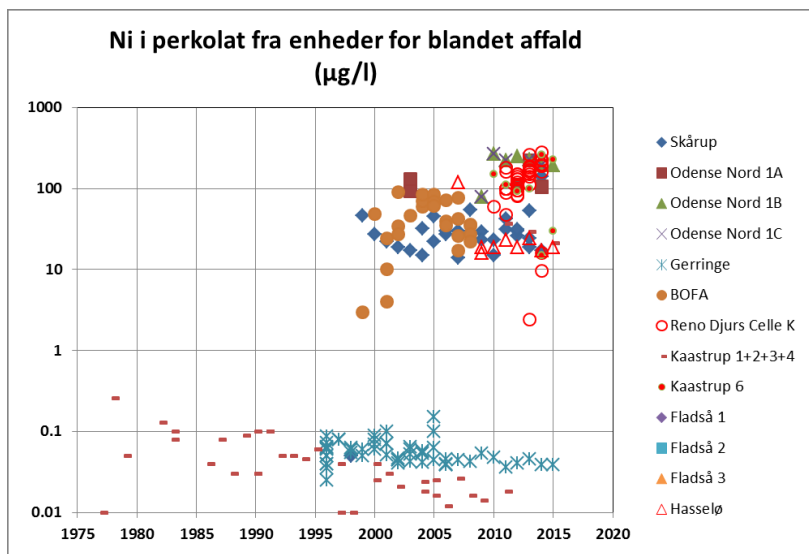


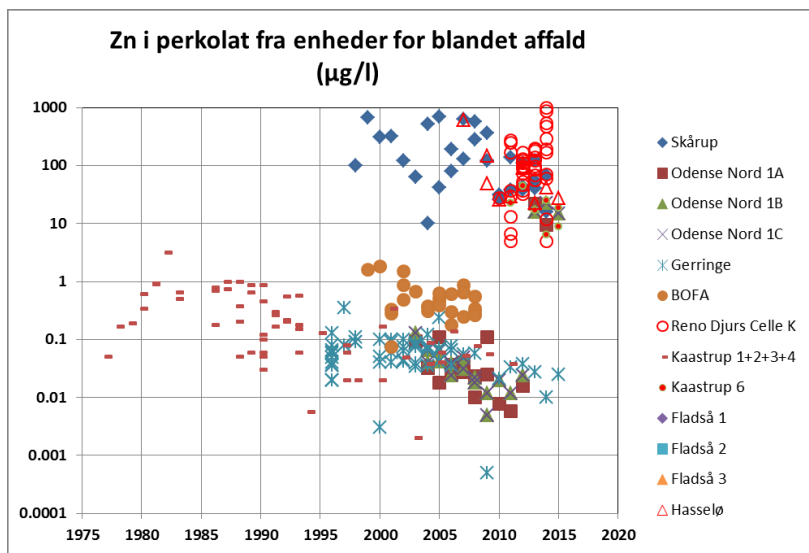
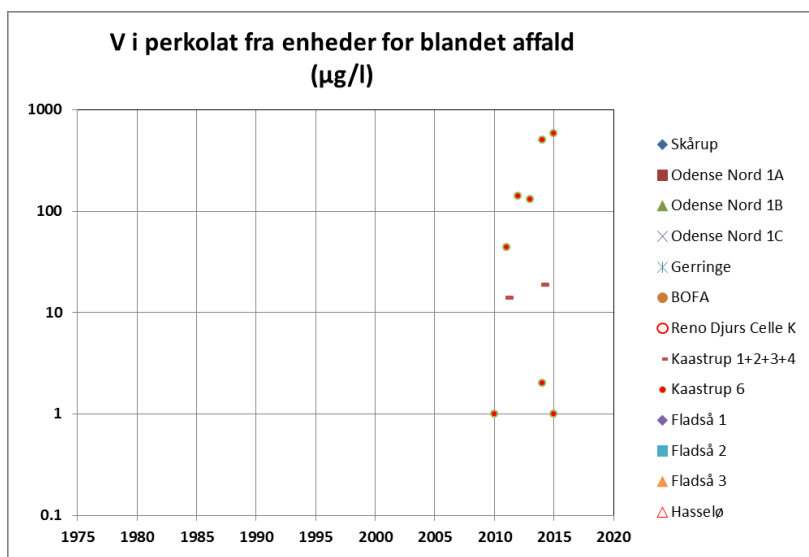
NB: Analyserne mellem 1 og 10 µg/l er fejlagtigt rapporteret og skal være 1000 gange større.











Bilag 9. Perkolatanalyser af klorerede forbindelser, pesticider, ftalater m.m. fra igangværende deponeringsanlæg

På basis af perkolatdata fra enheder med blandet affald på 3 igangværende deponeringsanlæg er i nedenstående tabel samlet data vedr. klorerede forbindelser, pesticider, fenoler, klorfenoler, ftalater, LAS og MTBE. Disse stoffer og analyser indgår i grundlaget for den videre sammenligning med kvalitetskriterierne samt vurderingen i forhold til Kd-værdi.

TABEL 1 Indhold af klorerede forbindelser og pesticider i perkolat fra igangværende deponeringsanlæg med blandet affald, µg/l.

Stof	Minimum	Maximum	Gennemsnit	Median	90 % fraktil	Antal
Klorerede alifater						
1,2-dichlorethylen (trans)	0,022	0,03	0,03	0,026	0,029	17
1,2-dichlorethylen (cis)	0,025	0,26	0,14	0,145	0,24	17
1,1,2,2-tetrachlorethan	0,14	0,39	0,27	0,265	0,37	17
Tetrachlorethylen	0,26	0,36	0,31	0,31	0,35	20
1,1,1-trichlorethan	0,1	0,56	0,38	0,48	0,54	20
1,1,2-trichlorethan	0,091	0,21	0,15	0,15	0,2	17
Trichlorethylen	0,026	0,14	0,10	0,14	0,14	20
Trichlormethan	0,021	0,028	0,02	0,025	0,027	20
Tetrachlormethan	1,2	1,2	1,20	1,2	1,2	17
Vinylchlorid	0,1	0,11	0,11	0,11	0,11	17
1,2-dichlorethan	0,061	0,77	0,30	0,18	0,60	17
Dichlormethan	3	6	4,33	4	5,6	17
Klorerede aromater						17
Chlorbenzen	0,08	2,1	0,68	0,33	1,68	20
1-chlornaphthalen	0,028	0,028	0,03	0,03	0,03	17
2-chlornaphthalen	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	17
2,5-dichloranilin	0,18	0,37	0,28	0,28	0,35	17
1,2-dichlorbenzen	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	17

1,3-dichlorbenzen	0,28	0,7	0,49	0,49	0,66	
1,4-dichlorbenzen	0,1	3	0,89	0,52	2,04	20
1,2,4-trichlorbenzen	0,028	0,078	0,04	0,03	0,06	20
PCB		<0,010				7
Phenoler						
Phenol	0,031	55	4,74	0,315	8,1	20
2,3 Dimethylphenol	0,043	0,74	0,33	0,26	0,66	17
2,4 Dimethylphenol	0,075	0,42	0,17	0,09	0,32	17
2,5 Dimethylphenol	0,03	0,047	0,04	0,04	0,05	17
2,6 Dimethylphenol	0,12	4,2	1,78	1,40	3,69	17
3,4 Dimethylphenol	0,024	0,13	0,07	0,05	0,12	17
3,5 Dimethylphenol	0,024	1,4	0,52	0,32	1,15	17
Nonylphenoler	0,069	19	3,73	0,90	12,84	20
Bisphenol A	0,13	36	8,27	4,1	21,6	20
Klorphenoler						
4-chlor-3-methylphenol (PCMC)	0,022	0,7	0,15	0,04	0,39	20
2,4-dichlorphenol	0,033	0,86	0,19	0,08	0,38	20
Pentachlorphenol	0,024	0,077	0,05	0,05	0,07	20
2,4,5-trichlorphenol	0,021	0,021	0,02	0,02	0,02	17
2,4,6-trichlorphenol	0,027	0,55	0,17	0,05	0,41	20
Pesticider		<0,01				13
Fosfatforbindelser						
Tri-n-butylphosphat	0,028	5,5	2,67	2,85	5,18	20
Trichlorpropylphosphat	0,29	140	23,59	5,6	48,2	20
Triphenylphosphat	0,04	0,18	0,07	0,06	0,1	20
Phthalater						
Diethylphthalat	0,8	13	4,50	2,11	10,09	20
Dibutylphthalat	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	20
Butylbenzylphthalat	0,2	0,2	0,20	0,2	0,2	20
Di(2-ethylhexyl)adipat	0,58	25	12,19	11	22,2	20
Di(2-ethylhexyl)phthalat	0,5	94	19,25	4,5	52,5	20
Di-n-octylphthalat	0,52	0,95	0,74	0,74	0,91	20
LAS						
Lineære alkylbenzensulfonater	35	35	35,00	35	35	20
MTBE	0,1	6,4	2,12	0,94	4,9	16

Bilag 10. Perkolatanalyser fra igangværende deponeringsenheder for shredderaffald

Med henblik på at tilvejebringe et overblik over data vedrørende sammensætningen af perkolat fra en speciel, men forholdsvis hyppigt forekommende type af deponeringsenheder for farligt affald, nemlig enheder for shredderaffald, er der indsamlet tidsserier af perkolatanalyser fra tre enheder/celler for shredderaffald på Reno Djurs. Dataene som stammer fra den rutinemæssige monitoring af perkolat fra følgende celler:

Celle A:	Opfyldning påbegyndt 2009	Opfyldning afsluttet 2012
Celle B:	Opfyldning påbegyndt 2011	Opfyldning afsluttet 2015
Celle M:	Opfyldning påbegyndt 2014	Opfyldning pågår per 2016

Der foreligger følgende data:

Celle A:	37 perkolatanalyser fra perioden 2009 – 2016
Celle B:	17 perkolatanalyser fra perioden 2012 – 2016
Celle M:	10 perkolatanalyser fra perioden 2014 - 2016

Perkolatprøverne er blevet analyseret for et stort antal forskellige stoffer og parametre. Resultaterne er vist i tabellen på den følgende side som percentiler, herunder medianværdien (50%-fraktilen), og som minimums-, maksimal- og middelværdier (sidstnævnte bør ikke tillægges nogen væsentlig vægt, da der er tale om en udvikling, og dataene derfor næppe vil være normalfordelte – dette kan bl.a. ses af den betydelige forskel mellem medianværdien og middelværdien for mange stoffer).

Det skal bemærkes, at der til alle tre celler er blevet recirkuleret perkolat fra en fælles opsamlingsstank. Endvidere er der i en periode til toppen af Celle A blevet tilført en del rent vand. I forbindelse med placering af shredderaffald på Celle M er dette fra starten blevet mættet med vand.

Beskrivelse af stofindhold i perkolat fra tre deponeringsenheder for shredderaffald.

Parameter	Enh.	Percentiler						Min	Max	Gnsnt.	N
		10%	50%	75%	90%	100%					
pH	pH	7.6	8.0	8.1	8.2	8.3	7.0	8.3	-	65	
Ledningsevne	mS/m	624	1300	1600	1860	2600	100.0	2600	1261	65	
BI5	mg/l	232	540	990	2020	6400	20	6400	851	65	
COD, Kemisk iltforbrug	mg/l	1700	3200	3700	5700	13000	140.0	13000	3399	65	
NVOC, ikke-flygt.org.kulstof	mg/l	486	550	620	662	690	470	690	570	3	
VOC, flygtigt org. kulstof	mg/l	2.2	3.7	5.7	6.9	7.7	1.8	7.7	4.4	3	
TOC, totalt organisk kulstof	mg/l	496	560	625	664	690	480.0	690	577	3	
DOC, opl.org.carbon	mg/l	800	840	865	880	890	790	890	840	2	
Klorid	mg/l	670	2400	3000	3200	4300	81.0	4300	2169	65	
Sulfat	mg/l	8.4	34	87	228	1300	1.9	1300	99	65	
Sulfid-S	mg/l	0.1	0.3	70.15	112.06	140	0.1	140	46.8	3	
Total-N	mg/l	178	565	730	864	1700	20.0	1700	560	64	
Ammonium, filtreret	mg/l	212	300	355	388	410	190.0	410	300	2	
Ammoniak+ammonium-N, filtreret	mg/l	14	14.0	14	14	14	14.0	14	14.0	1	
Total-P	mg/l	1.22	2.5	21	35.4	45	1.1	45	14	5	
Hydrogencarbonat	mg/l	1720	3000.0	3400	3640	3800	1400	3800	2733	3	
Calcium (Ca)	mg/l	69.6	84	322	465	560	66.0	560	237	3	
Natrium (Na)	mg/l	130	210	940	1156	1300	130.0	1300	542	5	
Kalium (K)	mg/l	101.6	260.0	315	348	370	62.0	370	230.7	3	
Jern (Fe)	mg/l	2.1	4.9	5	6.14	6.9	1.3	6.9	4.3	5	
Arsen (As)	µg/l	18.1	40.5	47.75	58	350	0.8	350	47.7	62	
Barium	mg/l	570	610.0	635	650	660	560.0	660	610	2	
Cadmium (Cd)	µg/l	0.076	0.23	0.68	0.98	2.4	0.004	2.4	0.4	62	
Chrom (Cr)	µg/l	8.84	19.0	24.75	28	89	6.4	89	20.1	62	
Chrom-6	µg/l	0.44	1.0	1.0	2.6	36	0.2	36	2.4	59	
Chrom-3	µg/l	7.64	17.0	23	26	89	0.7	89	18	59	
Kobber (Cu)	µg/l	5.99	26.5	120	266	1600	1.0	1600	121.3	62	
Kviksølv (Hg)	µg/l	0.05	0.1	0.3	0.5	2.2	0.1	2.2	0.2	61	
Nikkel (Ni)	µg/l	65.9	165.0	235	321	420	9.6	420	184.8	60	
Bly (Pb)	µg/l	1.6	7.7	21	54	390	0.60	390	26	62	
Zink (Zn)	µg/l	14	49	123	201	1200	5.0	1200	98	60	
Benzen	µg/l	8.04	9.8	10.9	11.56	12	7.6	12	9.8	2	
Toluen	µg/l	38.5	40.5	42	43	43	38.0	43	41	2	
Ethylbenzen	µg/l	24.2	25.0	26	26	26	24.0	26	25	2	
m+p-Xylen	µg/l	43.3	44.5	45	46	46	43.0	46	45	2	
o-Xylen	µg/l	27.1	27.5	28	28	28	27.0	28	28	2	
Sum Xylener	µg/l	95	97	98	99	99	94	99	97	2	
Sum BTEX	µg/l	141	145	148	149	150	140	150	145	2	
Benzen-C10	µg/l	90	210	270	312	410	2.0	410	208	65	
C10-C25	µg/l	346	620	720	836	940	22.0	940	602	65	
C25-C35	µg/l	9	18	31	61.2	190	9.0	190	29	65	
Sum (Benzen-C35)	µg/l	450	840	1000	1160	1500	22.0	1500	835	65	
Naphthalen	µg/l	0.188	1.1	2.0	3.0	4.0	0.01	4	1.4	65	
Acenaphthylen	µg/l	0.01	0.0	0.016	0.056	0.12	0.01	0.12	0.0	65	
Acenaphthen	µg/l	0.01	0.110	0.19	0.34	0.58	0.01	0.58	0.1	65	
Fluoren	µg/l	0.011	0.18	0.32	0.60	1.1	0.01	1.1	0.3	65	
Phenanthren	µg/l	0.01	0.052	0.13	0.35	2	0.01	2	0.1	65	
Anthracen	µg/l	0.01	0.020	0.047	0.066	0.23	0.01	0.23	0.0	65	
Fluoranthren	µg/l	0.01	0.010	0.05	0.081	0.38	0.01	0.38	0.0	65	
Pyren	µg/l	0.01	0.010	0.031	0.060	0.18	0.01	0.18	0.0	65	
Benzo(a)anthracen	µg/l	0.01	0.010	0.01	0.020	0.15	0.01	0.15	0.0	65	
Chrysen/ Triphenylen	µg/l	0.01	0.010	0.01	0.012	0.031	0.01	0.031	0.0	65	
Benzo(b+j+k)fluoranthren	µg/l	0.01	0.010	0.01	0.015	0.12	0.01	0.12	0.0	65	
Benzo(a)pyren	µg/l	0.01	0.010	0.01	0.01	0.07	0.01	0.07	0.0	65	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0.01	0.010	0.01	0.01	0.039	0.01	0.039	0.0	65	
Benzo(g,h,i)perylen	µg/l	0.01	0.010	0.01	0.01	0.059	0.01	0.059	0.0	65	
Dibenzo(a,h)anthracen	µg/l	0.01	0.010	0.01	0.01	0.015	0.01	0.015	0.0	65	
Sum PAH (16 EPA)	µg/l	0.36	2.0	2.9	4.3	6.0	0.041	6.0	2.0	64	
PCB nr. 28	µg/l	0.01	0.0	0.012	0.041	0.1	0.001	0.1	0.018	60	
PCB nr. 52	µg/l	0.01	0.0	0.012	0.023	0.12	0.001	0.12	0.016	62	
PCB nr. 101	µg/l	0.01	0.0	0.01	0.015	0.1	0.001	0.1	0.013	62	
PCB nr. 118	µg/l	0.01	0.0	0.01	0.01	0.1	0.001	0.1	0.012	63	
PCB nr. 138	µg/l	0.01	0.0	0.01	0.01	0.1	0.001	0.1	0.012	62	
PCB nr. 153	µg/l	0.01	0.0	0.01	0.01	0.1	0.001	0.1	0.012	63	
AOX, som Cl	mg/l	0.25	1.0	1.4	1.6	1.8	0.1	1.8	0.94	3	
Cyanid, total	µg/l	5.1	16.0	31	43	62	1.0	62	20.1	62	
Tørstof	mg/l	4260	8300	10000	12000	20000	630	20000	8188	65	
Suspenderede stoffer	mg/l	23	33	38	42	44	21	44	33	2	
Diethylhexylphthalat (DEHP)	µg/l	0.17	0.45	0.48	0.49	0.50	0.1	0.50	0.35	3	

Bilag 11. Transportparametre for organiske stoffer

	Molvægt	Damptryk	Vand-opløselig- hed	log K _{ow} (okt/vand fordelings- koefficient)	K _{OC}
	(g/mol)	(Pa)	(mg/l)		
acenaphthen	154,20	0,29	3,9	3,92	1725,0
acenaphthylen	152,20	0,89	16,1	4,07	2470,6
antracen	178,20	0,0014	0,0434	4,45	6,1E+03
atrazin	215,70	0,00	33,0	2,50	57,5
benzen	78,10	12638,96	1790	2,13	23,7
benz(a)pyren	252,30	7,3E-07	0,0016	6,13	3,4E+05
benz(b)fluoranthen	252,30	0,0000005	0,0015	5,78	1,5E+05
benz(k)fluoranthen	252,30	1,3E-08	0,0008	6,11	3,3E+05
benz(g,h,i)perylene	276,30	1,3E-08	0,0003	6,63	1,1E+06
bisfenol A	228,29	5E-6	250	3,5	489
chrysen	228,30	8,4E-07	0,0021	5,81	1,6E+05
o-cresol	108,10	39,86	25900	1,95	15,4
p-cresol	108,10	14,67	21500	1,94	15,1
dieldrin	380,91	0,00	0,200	5,16	3,4E+04
endrin	380,92	0,00	0,230	5,2	3,7E+04
DDT i alt	354,49	0,00	0,0077	6,19	4,0E+05
para-para-DDT	319,03	0,00	0,0013	6,9	2,2E+06
dibenz(a,h)anthracen	278,40	3,7E-10	0,0025	6,75	1,5E+06
dibutylftalat	278,35	0,002680	11,2	4,5	6,9E+03
2,6-dichlorbenzamid	190,30	0,00	2730	0,77	0,9
1,1-dichlorethan	98,96	30264,18	5040	1,79	10,5
1,2-dichlorethan	98,96	10519,13	8600	1,48	5,0
1,2-dichlorethylen	96,94	44129,70	4520	2,09	21,6
1,1-dichlorethylen	96,94	79993,42	2420	2,13	23,7
dichlormethan	84,93	57995,23	13000	1,3	3,3
2,6-dichlorphenol	163,00	11,999	4500	3,06	220,0
dichlorprop	235,10	0,00	350	1,77	10,0
diethylftalat	390,56	0,000019	0,27	7,6	1,2E+07
dimethylphenol	122,20	13,60	7870	2,3	35,6
ethylbenzen	106,20	1279,89	169	3,15	272,9
fluoranthen	202,30	0,0013	0,26	5,16	3,4E+04
fluoren	166,20	0,08	1,69	4,18	3215,1

indeno(1,2,3-cd)-pyren	276,34	0,00	0,0002	6,7	1,3E+06
mechloorprop	214,60	0,00	250000	0,10	0,2
1-methylnaftalen	142,20	8,93	25,8	3,87	1530,4
2-methylnaftalen	142,20	7,33	24,6	3,86	1494,2
methyl-tert-butylether	88,15	33330,59	51000	0,94	1,4
naftalen	128,20	11,33	31	3,3	390,8
nonylfenol	220,3	0,004	5,4	4,3	2239
pentachlorphenol	266,30	0,01467	14	5,12	30535,1
phenanthren	178,20	0,0161	1,15	4,46	6,3E+03
phenol	94,10	46,66	82800	1,46	4,8
pyren	202,30	0,00061	0,135	4,88	1,7E+04
simazin	201,66	0,00	6,20	2,10	22,1
tetrachlorethylen	165,83	2466,46	206	3,4	496,6
tetrachlormethan	153,82	15332,07	793	2,73	99,8
toluen	92,10	3786,36	530	2,73	99,8
1,1,1-trichlorethan	133,41	16531,97	1290	2,49	56,2
trichlorethylen	131,39	9199,24	1280	2,42	47,5
trichlormethan	119,38	26264,51	7950	1,97	16,2
vinylchlorid	62,50	397300,66	8800	1,62	7,0
m-xylen	106,20	1105,24	161,0	3,2	307,6
o-xylen	106,20	881,26	152,0	3,12	254,0
p-xylen	106,20	1178,57	162,0	3,15	272,9

Bilag 12. Kvalitetskriterier og perkolat fra blandet affald

I Tabel 1a og Tabel 1b er 90 %-fraktilen fra de i Bilag 8 og Bilag 9 viste monitoringsdata for sammensætning af perkolat fra deponeringsenheder for blandet affald sammenholdt med de kvalitetskrav for drikkevand (DVK), grundvand (GVK), indlandsvand (ILVK) og andet overfladevand (AOVK), som er oplyst i Bilag 14. Det bemærkes, at der ikke findes kvalitetskriterier for alle de analyserede stoffer, ligesom der findes kvalitetskriterier for en række stoffer, for hvilke der ikke er målt.

Derefter er der for hvert stof med kvalitetskriterier for hver type vandkvalitetskriterium foretaget en beregning af forholdet mellem 90 %-fraktilen og kvalitetskriteriet. Denne værdi betegner den attenuering/fortynding, som vil være nødvendig, hvis perkolat med en koncentration af et givet stof svarende til 90 %-fraktilen skal overholde kvalitetskriteriet for stoffet. Beregningen er foretaget i alle tilfælde, selv om nogle af kvalitetskriterierne er tilføjede krav (se for eksempel BEK 439/2016²²).

Ud fra det synspunkt, at 90 %-fraktilen er udtryk for et koncentrationsniveau i den høje ende, og at det som regel vil være muligt at opnå en attenuering (NA) på 5 gange inden et stof når frem til POC, foreslås det i denne sammenhæng at sætte en grænse på 5 ganges attenuering for på baggrund af disse data for blandet affald at medtage et stof i en risikovurdering (der kan være andre grunde til at medtage eller ikke medtage et stof). For de stoffer, hvor 90 % fraktilen overstiger et af kvalitetskravene med mere end en faktor 5 er dette angivet med rød skrift.

I tabellerne 2, 3, 4 og 5 er dataene sorteret efter aftagende NA for hver type kriterium fra den højeste værdi af NA til den første værdi under 5. Det er angivet, hvilke stoffer, der har NA-værdier mellem 5 og 10, så man kan se konsekvensen af at vælge NA = 10 i stedet for NA = 5 (dvs. hvilke stoffer, der i så fald ikke ville komme på listen).

I Tabel 6 er resultaterne for de fire typer kriterier vist ved siden af hinanden med AOVK først, da AOV-kriterierne er de mest restriktive. For de øvrige kriterier er kun vist, hvilke yderligere stoffer til bruttolisten for blandet enheder for blandet affald, de bidrager med.

²² Det skal bemærkes, at denne bekendtgørelse i december 2017 blev erstattet af BEK 1625/2017.

Tabel 1a: Perkolat fra blandet affald vs. vandkvalitetskriterier – uorganiske parametre og organiske makroparametre.

Parameter	Enhed	90 %-fraktil	N	Kilde	Grænseværdier				Nødvendig attenuering			
					DVK	GVK	ILVK	AOVK	DVK	GVK	ILVK	AOVK
pH	-	8.20	992	Bilag 8								
BiS	mgO2/l	509	991	Bilag 8								
COD	mgO2/l	2000	728	Bilag 8								
NVOC	mgC/l	680	171	Bilag 8	4				170			
Fluorid	mg/l	3.3	20	Bilag 8	1.5				2.2			
Klorid	mg/l	2800	719	Bilag 8	250				11			
Sulfat	mg/l	1400	435	Bilag 8	250				5.6			
Sulfid	mg/l	2.1	50	Bilag 8	0.05				41			
Total-N	mg/l	350	507	Bilag 8								
NH3/4+-N	mg/l	590	671	Bilag 8	0.05				11800			
Nitrat ¹	mg/l	9.0	120	Bilag 8	50				0.18			
Nitrat+nitrit	mg/l	0.27	53	Bilag 8								
Total-P	mg/l	5.6	427	Bilag 8	0.15				37			
Fosfat-P	mg/l	2.7	166	Bilag 8								
Bikarbonat	mg/l	2499	34	Bilag 8								
Ca	mg/l	834	247	Bilag 8	200				4.2			
Mg	mg/l	162	195	Bilag 8	50				3.2			
Na	mg/l	1700	340	Bilag 8	175				9.7			
K	mg/l	1390	263	Bilag 8	10				139			
Fe	mg/l	40	285	Bilag 8	0.1				400			
Mn	mg/l	2.2	156	Bilag 8	0.02		0.15	0.15	112		15	15
Al	µg/l	227	18	Bilag 8	100				2.3			
As	µg/l	108	113	Bilag 8	5	8	4.3	0.11	22	14	25	982
B	µg/l	6920	135	Bilag 8	1000		94	94	6.9		74	74
Ba	µg/l	60	56	Tabel 5.12	700		19	5.8	0.1		3.2	10
Cd	µg/l	6.4	307	Bilag 8	2	0.5	0.08	0.2	3.2	13	80	32
Co	µg/l	8.4	38	Bilag 8	5		0.28	0.28			30	30
Cr-tot	µg/l	48	168	Bilag 8	20	25	4.9	3.4	2.4	1.9	9.9	14
Cr(VI)	µg/l	1.0	95	Bilag 8		1	3.4	3.4		1.0	0.29	0.29
Cr(III)	µg/l			Bilag 8	20		4.9	3.4				
Cu	µg/l	201	250	Bilag 8	100	100	1	1	2.0	2.0	201	201
Hg	µg/l	0.31	309	Bilag 8	1	0.1	0.07	0.07	0.31	3.1	4.4	4.4
Mo	µg/l	55	22	Bilag 8	20	20	67	6.7	2.7	2.7	0.81	8.1
Ni	µg/l	180	244	Bilag 8	20	10	4	8.6	9.0	18	45	21
Pb	µg/l	16	380	Bilag 8	5	1	1.2	1.3	3.2	16	14	12
Sb	µg/l	21	56	Tabel 5.12	2	2	113	11.3	11	11	0.19	1.9
Se	µg/l	1.8	56	Tabel 5.12	10	10	0.1	0.08	0.18	0.18	18	22
V	µg/l	508	10	Bilag 8			4.1	4.1			124	124
Zn	µg/l	127	294	Bilag 8	100	100	7.8	7.8	1.3	1.3	16	16

Tabel 1b: Perkolat fra blandet affald vs. vandkvalitetskriterier – organiske parametre.

Parameter	Enhed	90 %-fraktil	N	Kilde	Grænseværdier				Nødvendig attenuering			
					DVK	GVK	ILVK	AOVK	DVK	GVK	ILVK	AOVK
Benzen	µg/l	2.6	69	Bilag 8	1	1	10	8	2.6	2.6	0.26	0.33
Toluen	µg/l	13	76	Bilag 8		5	74	7.4		2.6	0.18	1.8
Ethylbenzen	µg/l	5.2	68	Bilag 8			20	2			0.26	2.6
Xylener	µg/l	23	64	Bilag 8		5	10	1		4.6	2.3	23
BTEX	µg/l	42	56	Bilag 8								
C6-C10	µg/l	87	77	Bilag 8								
C10-C25	µg/l	650	80	Bilag 8								
C25-C35	µg/l	140	81	Bilag 8								
C6-C35	µg/l	806	75	Bilag 8	5	9			161	90		
Naphthalen	µg/l	1.0	69	Bilag 8	2	1	2	2	0.49	0.98	0.49	0.49
Acenaphthylen	µg/l	0.016	61	Bilag 8			1.3	0.13			0.012	0.12
Acenaphthen	µg/l	0.11	69	Bilag 8			3.8	0.38			0.029	0.29
Fluoren	µg/l	0.16	69	Bilag 8			2.3	0.23			0.071	0.71
Phenanthren	µg/l	0.12	69	Bilag 8			1.3	1.3			0.092	0.092
Anthracen	µg/l	0.10	67	Bilag 8			0.1	0.1			1.0	1.0
Fluoranthren	µg/l	0.053	69	Bilag 8	0.1	0.1	0.0063	0.0063	0.53	0.53	8.3	8.3
Pyren	µg/l	0.048	69	Bilag 8			0.0046	0.0017			10	28
Benz(a)-anthracen	µg/l	0.018	67	Bilag 8			0.012	0.0012			1.5	15
Chrysen	µg/l	0.015	67	Bilag 8			0.014	0.0014			1.1	11
Benz(b)-fluoranthren	µg/l	0.024	61	Bilag 8								
Benz(k)-fluoranthren	µg/l			Bilag 8								
Benz(a)-pyren	µg/l	0.22	80	Bilag 8	0.01	0.01	0.00017	0.00017	22	22	1294	1294
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0.010	63	Bilag 8								
Benz(g,h,i)-perylene	µg/l	0.011	69	Bilag 8								
Dibenz(q,h)-anthracen	µg/l	0.010	65	Bilag 8			0.0014	0.0001			7.1	71
PAH15	µg/l	1.2	90	Bilag 8								
AOX	µg/l	156	55	Bilag 8								
Vinylchlorid	µg/l	0.038	32	Bilag 8	0.3	0.2	0.05	0.05	0.13	0.19	0.76	0.76
Fenol	µg/l	5.1	207	Bilag 8	0.5		7.7	0.77	10		0.67	6.7
Fenoler	µg/l	5.0	81	Bilag 8	0.5	0.5			10	10		
Kresoler	µg/l	18	8	Bilag 8			100	10			0.18	1.8
Nonyl-fenol	µg/l	1.3	58	Bilag 8	20	20	0.3	0.3	0.063	0.063	4.2	4.2
DEHP	µg/l	1.3	53	Bilag 8	1	1	1.3	1.3	1.3	1.3	1.0	1.0
Tetrachlorethylen	µg/l	0.35	20	Bilag 9		1	10	10		0.35	0.035	0.035
1,1,1-trichlorethan	µg/l	0.54	20	Bilag 9		1	21	2.1		0.54	0.026	0.26
Trichlorethylen	µg/l	0.14	20	Bilag 9		1	10	10		0.14	0.014	0.014
Trichlormethan	µg/l	0.027	20	Bilag 9		1	2.5	2.5		0.027	0.011	0.011
Tetrachlormethan	µg/l	1.2	17	Bilag 9		1	12	12		1.2	0.10	0.10
1,2-dichlorethan	µg/l	0.6	17	Bilag 9		1	10	10		0.60	0.060	0.060
Dichlormethan	µg/l	5.6	17	Bilag 9		1	20	20		5.6	0.28	0.28
Chlorbenzen	µg/l	1.7	20	Bilag 9	1				1.7			
1,2-dichlorbenzen	µg/l	0.17	17	Bilag 9	1				0.2			
1,3-dichlorbenzen	µg/l	0.66	17	Bilag 9	1				0.7			
1,4-dichlorbenzen	µg/l	2.0	20	Bilag 9	1				2.0			
1,2,4-trichlorbenzen	µg/l	0.06	20	Bilag 9	1		0.4	0.4	0.1		0.2	0.15
Bisphenol A	µg/l	22	20	Bilag 9			0.1	0.01			216	2160
2,4-dichlorphenol	µg/l	0.38	20	Bilag 9	0.1		0.2	0.2	3.8		1.9	1.9
Pentachlor-phenol	µg/l	0.07	20	Bilag 9	0.01		0.4	0.4	7.0		0.18	0.18
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	0.41	20	Bilag 9	0.1		1	1	4.1		0.41	0.41
Triphenylphosphat	µg/l	0.1	20	Bilag 9			0.74	0.074			0.14	1.4
Diethylphthalat	µg/l	1.3	53	Bilag 9			1.3	1.3			1.0	1.0
Dibutylphthalat	µg/l	0.68	20	Bilag 9			2.3	0.23			0.30	3.0
Butylbenzylphthalat	µg/l	0.2	20	Bilag 9			7.5	0.75			0.027	0.27
Sum af ftalater - DEHP	µg/l	76	20	Bilag 9	1				76			
LAS	µg/l	35	20	Bilag 9			54	54			0.65	0.65
MTBE	µg/l	4.9	16	Bilag 9	5		10	10	1.0		0.49	0.49

Tabel 2: Sortering efter overholdelse af drikkevandskriterier.

Parameter	Enhed	90 %-fraktil	N	Kilde	Grænseværdier				Nødvendig attenuering			
					DVK	GVK	ILVK	AOVK	DVK	GVK	ILVK	AOVK
NH3/4+-N	mg/l	590	671	Bilag 8	0.05				11800			
Fe	mg/l	40	285	Bilag 8	0.1				400			
NVOC	mgC/l	680	171	Bilag 8	4				170			
C6-C35	µg/l	806	75	Bilag 8	5	9			161	90		
K	mg/l	1390	263	Bilag 8	10				139			
Mn	mg/l	2.2	156	Bilag 8	0.02		0.15	0.15	112		15	15
Sum af ftalater - DEHP	µg/l	76	20	Bilag 9	1				76			
Sulfid	mg/l	2.1	50	Bilag 8	0.05				41			
Total-P	mg/l	5.6	427	Bilag 8	0.15				37			
Benz(a)-pyren	µg/l	0.22	80	Bilag 8	0.01	0.01	0.00017	0.00017	22	22	1294	1294
As	µg/l	108	113	Bilag 8	5	8	4.3	0.11	22	14	25	982
Klorid	mg/l	2800	719	Bilag 8	250				11			
Sb	µg/l	21	56	Tabel 5.12	2	2	113	11.3	11	11	0.19	1.9
Fenol	µg/l	5.1	207	Bilag 8	0.5		7.7	0.77	10		0.67	6.7
Fenoler	µg/l	5.0	81	Bilag 8	0.5	0.5			10	10		
Na	mg/l	1700	340	Bilag 8	175				9.7			
Ni	µg/l	180	244	Bilag 8	20	10	4	8.6	9.0	18	45	21
Pentachlor-phenol	µg/l	0.07	20	Bilag 9	0.01		0.4	0.4	7.0		0.18	0.18
B	µg/l	6920	135	Bilag 8	1000		94	94	6.9		74	74
Sulfat	mg/l	1400	435	Bilag 8	250				5.6			
Ca	mg/l	834	247	Bilag 8	200				4.2			

Tabel 3: Sortering efter overholdelse af grundvandskriterier.

Parameter	Enhed	90 %-fraktil	N	Kilde	Grænseværdier				Nødvendig attenuering			
					DVK	GVK	ILVK	AOVK	DVK	GVK	ILVK	AOVK
C6-C35	µg/l	806	75	Bilag 8	5	9			161	90		
Benz(a)-pyren	µg/l	0.22	80	Bilag 8	0.01	0.01	0.00017	0.00017	22	22	1294	1294
Ni	µg/l	180	244	Bilag 8	20	10	4	8.6	9.0	18	45	21
Pb	µg/l	16	380	Bilag 8	5	1	1.2	1.3	3.2	16	14	12
As	µg/l	108	113	Bilag 8	5	8	4.3	0.11	22	14	25	982
Cd	µg/l	6.4	307	Bilag 8	2	0.5	0.08	0.2	3.2	13	80	32
Sb	µg/l	21	56	Tabel 5.12	2	2	113	11.3	11	11	0.19	1.9
Fenoler	µg/l	5.0	81	Bilag 8	0.5	0.5			10	10		
Dichlormethan	µg/l	5.6	17	Bilag 9		1	20	20		5.6	0.28	0.28
Xylener	µg/l	23	64	Bilag 8		5	10	1		4.6	2.3	23

Tabel 4: Sortering efter overholdelse af kvalitetskriterier for indlandsvand.

Parameter	Enhed	90 %-fraktil	N	Kilde	Grænseværdier				Nødvendig attenuering			
					DVK	GVK	ILVK	AOVK	DVK	GVK	ILVK	AOVK
Benz(a)-pyren	µg/l	0.22	80	Bilag 8	0.01	0.01	0.00017	0.00017	22	22	1294	1294
Bisphenol A	µg/l	22	20	Bilag 9			0.1	0.01			216	2160
Cu	µg/l	201	250	Bilag 8	100	100	1	1	2.0	2.0	201	201
V	µg/l	508	10	Bilag 8			4.1	4.1			124	124
Cd	µg/l	6.4	307	Bilag 8	2	0.5	0.08	0.2	3.2	13	80	32
B	µg/l	6920	135	Bilag 8	1000		94	94	6.9		74	74
Ni	µg/l	180	244	Bilag 8	20	10	4	8.6	9.0	18	45	21
Co	µg/l	8.4	38	Bilag 8	5		0.28	0.28			30	30
As	µg/l	108	113	Bilag 8	5	8	4.3	0.11	22	14	25	982
Se	µg/l	1.8	56	Tabel 5.12	10	10	0.1	0.08	0.18	0.18	18	22
Zn	µg/l	127	294	Bilag 8	100	100	7.8	7.8	1.3	1.3	16	16
Mn	mg/l	2.2	156	Bilag 8	0.02		0.15	0.15	112		15	15
Pb	µg/l	16	380	Bilag 8	5	1	1.2	1.3	3.2	16	14	12
Pyren	µg/l	0.048	69	Bilag 8			0.0046	0.0017			10	28
Cr-tot	µg/l	48	168	Bilag 8	20	25	4.9	3.4	2.4	1.9	9.9	14
Fluoranthen	µg/l	0.053	69	Bilag 8	0.1	0.1	0.0063	0.0063	0.53	0.53	8.3	8.3
Dibenz(q,h)-anthracen	µg/l	0.010	65	Bilag 8			0.0014	0.0001			7.1	71
Hg	µg/l	0.31	309	Bilag 8	1	0.1	0.07	0.07	0.31	3.1	4.4	4.4

Tabel 5: Sortering efter overholdelse af kvalitetskriterier for andet overfladevand

Parameter	Enhed	90 %-fraktil	N	Kilde	Grænseværdier				Nødvendig attenuering			
					DVK	GVK	ILVK	AOVK	DVK	GVK	ILVK	AOVK
Bisphenol A	µg/l	22	20	Bilag 9			0.1	0.01			216	2160
Benz(a)-pyren	µg/l	0.22	80	Bilag 8	0.01	0.01	0.00017	0.00017	22	22	1294	1294
As	µg/l	108	113	Bilag 8	5	8	4.3	0.11	22	14	25	982
Cu	µg/l	201	250	Bilag 8	100	100	1	1	2.0	2.0	201	201
V	µg/l	508	10	Bilag 8			4.1	4.1			124	124
B	µg/l	6920	135	Bilag 8	1000		94	94	6.9		74	74
Dibenz(q,h)-anthracen	µg/l	0.010	65	Bilag 8			0.0014	0.0001			7.1	71
Cd	µg/l	6.4	307	Bilag 8	2	0.5	0.08	0.2	3.2	13	80	32
Co	µg/l	8.4	38	Bilag 8	5		0.28	0.28			30	30
Pyren	µg/l	0.048	69	Bilag 8			0.0046	0.0017			10	28
Xylener	µg/l	23	64	Bilag 8		5	10	1		4.6	2.3	23
Se	µg/l	1.8	56	Tabel 5.12	10	10	0.1	0.08	0.18	0.18	18	22
Ni	µg/l	180	244	Bilag 8	20	10	4	8.6	9.0	18	45	21
Zn	µg/l	127	294	Bilag 8	100	100	7.8	7.8	1.3	1.3	16	16
Mn	mg/l	2.2	156	Bilag 8	0.02		0.15	0.15	112		15	15
Benz(a)-anthracen	µg/l	0.018	67	Bilag 8			0.012	0.0012			1.5	15
Cr-tot	µg/l	48	168	Bilag 8	20	25	4.9	3.4	2.4	1.9	9.9	14
Pb	µg/l	16	380	Bilag 8	5	1	1.2	1.3	3.2	16	14	12
Chrysen	µg/l	0.015	67	Bilag 8			0.014	0.0014			1.1	11
Ba	µg/l	60	56	Tabel 5.12	700		19	5.8	0.1		3.2	10
Fluoranthen	µg/l	0.053	69	Bilag 8	0.1	0.1	0.0063	0.0063	0.53	0.53	8.3	8.3
Mo	µg/l	55	22	Bilag 8	20	20	67	6.7	2.7	2.7	0.81	8.1
Fenol	µg/l	5.1	207	Bilag 8	0.5		7.7	0.77	10		0.67	6.7
Hg	µg/l	0.31	309	Bilag 8	1	0.1	0.07	0.07	0.31	3.1	4.4	4.4

Tabel 6 Sammenstilling af alle fundne stoffer med NA > 5.

Nødv. attenuering	AOVK og ILVK	DVK (yderligere)	GVK (yderligere)
NA ≥ 10	Bisphenol A	NH3/NH4-N	
NA ≥ 10	Benz(a)-pyren	Fe	
NA ≥ 10	As	NVOC	
NA ≥ 10	Cu	C6-C35	
NA ≥ 10	V	K	
NA ≥ 10	B	Sum af phatalater - DEHP	
NA ≥ 10	Dibenz(q,h)-anthracen	Sulfid-S	
NA ≥ 10	Cd	Total-P	
NA ≥ 10	Co	Klorid	
NA ≥ 10	Pyren	Sb	
NA ≥ 10	Xylener*	Fenol	
NA ≥ 10	Se	Fenoler	
NA ≥ 10	Ni		
NA ≥ 10	Zn		
NA ≥ 10	Mn		
NA ≥ 10	Benz(a)-anthracen*		
NA ≥ 10	Cr-tot		
NA ≥ 10	Pb		
NA ≥ 10	Chrysen*		
NA ≥ 10	Ba*		
5 ≤ NA < 10	Fluoranthen	Na	Dichlormethan
5 ≤ NA < 10	Mo*	Pentachlorphenol	
5 ≤ NA < 10	Fenol*	Sulfat	
	*: Kun AOVK		

Bilag 13. Kvalitetskriterier og perkolat fra shredderaffald

I Tabel 1 er 90 %-fraktilen fra de i Bilag 10 viste monitoringsdata for sammensætning af perkolat fra deponeringsenheder for shredderaffald sammenholdt med de kvalitetskriterier for drikkevand (DVK), grundvand (GVK), indlandsvand (ILVK) og andet overfladevand (OVK), som er op-listet i Bilag 14. Det bemærkes, at der ikke findes kvalitetskriterier for alle de analyserede stoffer, ligesom der findes kvalitetskriterier for en række stoffer, for hvilke der ikke er målt.

Derefter er der for hvert stof med kvalitetskriterier for hver type vandkvalitetskriterium i foretaget en beregning af forholdet mellem 90 %-fraktilen og kvalitetskriteriet. Denne værdi betegner den attenuering/fortynding, som vil være nødvendig, hvis perkolat med en koncentration af et givet stof svarende til 90 %-fraktilen skal overholde kvalitetskriteriet for stoffet. Beregningen er foretaget i alle tilfælde, også for de såkaldt tilføjede kravværdier (se f.eks. BEK 439/2016).

Ud fra det synspunkt, at 90 %-fraktilen er udtryk for et koncentrationsniveau i den høje ende, og at det som regel vil være muligt at opnå en attenuering på 5 gange inden et stof når frem til POC, foreslås det i denne sammenhæng at sætte en grænse på 5 ganges attenuering for på baggrund af disse data for blandet affald at medtage et stof i en risikovurdering (der kan være andre grunde til at medtage et stof). Nødvendige attenueringsfaktorer, som er større end 5, er i tabellen angivet med rød skrift.

I tabellerne 2, 3, 4 og 5 er dataene sorteret efter aftagende NA for hver type kriterium fra den højeste værdi af NA til den første værdi under 5. Det er angivet, hvilke stoffer, der har NA-værdier mellem 5 og 10, så man kan se konsekvensen af at vælge NA = 10 i stedet for NA = 5 (dvs. hvilke stoffer, der i så fald ikke ville komme på listen).

I Tabel 6 er resultaterne for de fire typer kriterier vist ved siden af hinanden med AOVK først, da AOV-kriterierne er de mest restriktive. For de øvrige kriterier er kun vist, hvilke yderligere stoffer til bruttolisten for blandet enheder for blandet affald, de bidrager med.

Tabel 1: Perkolat fra shredderaffald vs. vandkvalitetskriterier – uorganiske og organiske parametre.

Parameter	Enh.	90%-fraktil	N	Grænseværdier				Nødvendig attenuering			
				DVK	GVK	ILVK	AOVK	DVK	GVK	ILVK	AOVK
pH	pH	8.2	65								
Ledningsevne	mS/m	1860	65								
BI5	mg/l	2020	65								
COD, Kemisk iltforbrug	mg/l	5700	65								
NVOC, ikke-flygt.org.kulstof	mg/l	662	3	4				166			
VOC, flygtigt org. kulstof	mg/l	6.9	3								
TOC, totalt organisk kulstof	mg/l	664	3								
DOC, opl.org.carbon	mg/l	880	2								
Klorid	mg/l	3200	65	250				13			
Sulfat	mg/l	228	65	250				0.91			
Sulfid-S	mg/l	112	3	0.1				2241			
Total-N	mg/l	864	64								
Ammonium, filtreret	mg/l	388	2	0.05				7760			
Ammoniak+ammonium-N, filtreret	mg/l	14	1	0.05				280			
Total-P	mg/l	35.4	5	0.15				236			
Hydrogencarbonat	mg/l	3640	3								
Calcium (Ca)	mg/l	465	3	200				2.3			
Natrium (Na)	mg/l	1156	5	175				6.6			
Kalium (K)	mg/l	348	3	10				35			
Jern (Fe)	mg/l	6.1	5	0.1				61			
Arsen (As)	µg/l	58	62	5	8	4.3	0.11	12	7.3	13	527
Barium	mg/l	0.047	55*	0.7		19	5.8	0.07		0.0025	0.0081
Cadmium (Cd)	µg/l	0.98	62	2.0	0.5	0.08	0.2	0.49	2.0	12	4.9
Chrom (Cr)	µg/l	28	62	20	25	4.9	3.4	1.4	1.1	5.7	8.2
Chrom-6	µg/l	2.6	59		1				2.6		
Chrom-3	µg/l	26	59								
Kobber (Cu)	µg/l	266	62	100	100	1.0	1.0	2.7	2.7	266	266
Kviksølv (Hg)	µg/l	0.5	61	1.0	0.1	0.07	0.07	0.50	5.0	7.1	7.1
Molybdæn (Mo)	µg/l	120	52*	20	20	67	6.2	6.0	6.0	1.8	19
Nikkel (Ni)	µg/l	321	60	20	10	4.0	8.6	16	32	80.3	37
Bly (Pb)	µg/l	54	62	5.0	1.0	1.2	1.3	11	54	45.2	42
Antimon (Sb)	µg/l	11	53*	2.0	2.0	113	11.3	5.5	5.5	0.1	1.0
Selen (Se)	µg/l	2	53*	10		0.1	0.08	0.15		15	19
Zink (Zn)	µg/l	201	60	100	100.0	7.8	7.8	2.0	2.0	26	26
Benzen	µg/l	12	2	1.0	1.0	10	8.0	12	12	1.2	1.4
Toluen	µg/l	43	2		5	74	7.4		8.5	0.6	5.7
Ethylbenzen	µg/l	26	2			20	2.0			1.3	13
m+p-Xylen	µg/l	46	2								
o-Xylen	µg/l	28	2								
Sum Xylener	µg/l	99	2		5	10	1		20	9.9	99
Sum BTEX	µg/l	149	2								
Benzen-C10	µg/l	312	65								
C10-C25	µg/l	836	65								
C25-C35	µg/l	61.2	65								
Sum (Benzen-C35)	µg/l	1160	65	5	9			232	129		
Naphthalen	µg/l	3.0	65	2	1	2	2	1.5	3.0	1.5	1.5
Acenaphthylene	µg/l	0.056	65			1.3	0.13			0.043	0.43
Acenaphthen	µg/l	0.34	65			3.8	0.38			0.091	0.91
Fluoren	µg/l	0.60	65			2.3	0.23			0.26	2.6
Phenanthren	µg/l	0.35	65			1.3	1.3			0.27	0.27
Anthracen	µg/l	0.066	65			0.1	0.1			0.66	0.66
Fluoranthren	µg/l	0.081	65	0.1	0.1	0.0063	0.0063	0.81	0.81	12.9	12.9
Pyren	µg/l	0.060	65			0.0046	0.0017			13.1	35.5
Benzo(a)anthracen	µg/l	0.020	65			0.012	0.0012			1.7	16.7
Chrysen/ Triphenylen	µg/l	0.012	65			0.014	0.0014			0.84	8.4
Benzo(b+j+k)fluoranthren	µg/l	0.015	65								
Benzo(a)pyren	µg/l	0.01	65	0.01	0.01	0.00017	0.00017	1.0	1.0	59	59
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0.01	65								
Benzo(g,h,i)perylene	µg/l	0.01	65								
Dibenzo(a,h)anthracen	µg/l	0.01	65			0.0014	0.00014			7.1	71.4
Sum PAH (16 EPA)	µg/l	4.3	64								
PCB nr. 28	µg/l	0.041	60								
PCB nr. 52	µg/l	0.023	62								
PCB nr. 101	µg/l	0.015	62								
PCB nr. 118	µg/l	0.01	63								
PCB nr. 138	µg/l	0.01	62								
PCB nr. 153	µg/l	0.01	63								
AOX, som Cl	mg/l	1.6	3								
Cyanid, total	µg/l	43	62	50				0.9			
Tørstof	mg/l	12000	65								
Suspenderede stoffer	mg/l	42	2								
Diethylhexylphthalat (DEHP)	µg/l	0.49	3	1	1	1.3	1.3	0.49	0.49	0.38	0.38
*: Data fra Tabel 5.13. Øvrige data fra Bilag 10											

Tabel 2: Sortering efter overholdelse af drikkevandskriterier.

Parameter	Enh.	90%-fraktil	N	Grænseværdier				Nødvendig attenuering			
				DVK	GVK	ILVK	AOVK	DVK	GVK	ILVK	AOVK
Ammonium, filtreret	mg/l	388	2	0.05				7760			
Sulfid-S	mg/l	112	3	0.1				2241			
Total-P	mg/l	35.4	5	0.15				236			
Sum (Benzen-C35)	µg/l	1160	65	5	9			232	129		
NVOC, ikke-flygt.org.kulstof	mg/l	662	3	4				166			
Jern (Fe)	mg/l	6.1	5	0.1				61			
Kalium (K)	mg/l	348	3	10				35			
Nikkel (Ni)	µg/l	321	60	20	10	4.0	8.6	16	32	80.3	37
Klorid	mg/l	3200	65	250				13			
Arsen (As)	µg/l	58	62	5	8	4.3	0.11	12	7.3	13	527
Benzen	µg/l	12	2	1.0	1.0	10	8.0	12	12	1.2	1.4
Bly (Pb)	µg/l	54	62	5.0	1.0	1.2	1.3	11	54	45.2	42
Natrium (Na)	mg/l	1156	5	175				6.6			
Molybdæn (Mo)	µg/l	120	52*	20	20	67	6.2	6.0	6.0	1.8	19
Antimon (Sb)	µg/l	11	53*	2.0	2.0	113	11.3	5.5	5.5	0.1	1.0
Kobber (Cu)	µg/l	266	62	100	100	1.0	1.0	2.7	2.7	266	266

Tabel 3: Sortering efter overholdelse af grundvandskriterier.

Parameter	Enh.	90%-fraktil	N	Grænseværdier				Nødvendig attenuering			
				DVK	GVK	ILVK	AOVK	DVK	GVK	ILVK	AOVK
Sum (Benzen-C35)	µg/l	1160	65	5	9			232	129		
Bly (Pb)	µg/l	54	62	5.0	1.0	1.2	1.3	11	54	45.2	42
Nikkel (Ni)	µg/l	321	60	20	10	4.0	8.6	16	32	80.3	37
Sum Xylener	µg/l	99	2		5	10	1		20	9.9	99
Benzen	µg/l	12	2	1.0	1.0	10	8.0	12	12	1.2	1.4
Toluen	µg/l	43	2		5	74	7.4		8.5	0.6	5.7
Arsen (As)	µg/l	58	62	5	8	4.3	0.11	12	7.3	13	527
Molybdæn (Mo)	µg/l	120	52*	20	20	67	6.2	6.0	6.0	1.8	19
Antimon (Sb)	µg/l	11	53*	2.0	2.0	113	11.3	5.5	5.5	0.1	1.0
Kviksølv (Hg)	µg/l	0.5	61	1.0	0.1	0.07	0.07	0.50	5.0	7.1	7.1
Naphthalen	µg/l	3.0	65	2	1	2	2	1.5	3.0	1.5	1.5

Tabel 4: Sortering efter overholdelse af kvalitetskriterier for indlandsvand.

Parameter	Enh.	90%-fraktil	N	Grænseværdier				Nødvendig attenuering			
				DVK	GVK	ILVK	AOVK	DVK	GVK	ILVK	AOVK
Kobber (Cu)	µg/l	266	62	100	100	1.0	1.0	2.7	2.7	266	266
Nikkel (Ni)	µg/l	321	60	20	10	4.0	8.6	16	32	80	37
Benzo(a)pyren	µg/l	0.01	65	0.01	0.01	0.00017	0.00017	1.0	1.0	59	59
Bly (Pb)	µg/l	54	62	5.0	1.0	1.2	1.3	11	54	45	42
Zink (Zn)	µg/l	201	60	100	100.0	7.8	7.8	2.0	2.0	26	26
Selen (Se)	µg/l	2	53*	10		0.1	0.08	0.15		15	19
Arsen (As)	µg/l	58	62	5	8	4.3	0.11	12	7.3	13	527
Pyren	µg/l	0.060	65			0.0046	0.0017			13	35.5
Fluoranthren	µg/l	0.081	65	0.1	0.1	0.0063	0.0063	0.81	0.81	13	12.9
Cadmium (Cd)	µg/l	0.98	62	2.0	0.5	0.08	0.2	0.49	2.0	12	4.9
Sum Xylener	µg/l	99	2		5	10	1		20	9.9	99
Dibenzo(a,h)anthracen	µg/l	0.01	65			0.0014	0.00014			7.1	71.4
Kviksølv (Hg)	µg/l	0.5	61	1.0	0.1	0.07	0.07	0.50	5.0	7.1	7.1
Chrom (Cr)	µg/l	28	62	20	25	4.9	3.4	1.4	1.1	5.7	8.2
Molybdæn (Mo)	µg/l	120	52*	20	20	67	6.2	6.0	6.0	1.8	19

Tabel 5: Sortering efter overholdelse af kvalitetskriterier for andet overfladevand

Parameter	Enh.	90%-fraktil	N	Grænseværdier				Nødvendig attenuering			
				DVK	GVK	ILVK	AOVK	DVK	GVK	ILVK	AOVK
Arsen (As)	µg/l	58	62	5	8	4.3	0.11	12	7.3	13	527
Kobber (Cu)	µg/l	266	62	100	100	1.0	1.0	2.7	2.7	266	266
Sum Xylener	µg/l	99	2		5	10	1		20	9.9	99
Dibenzo(a,h)anthracen	µg/l	0.01	65			0.0014	0.00014			7.1	71
Benzo(a)pyren	µg/l	0.01	65	0.01	0.01	0.00017	0.00017	1.0	1.0	59	59
Bly (Pb)	µg/l	54	62	5.0	1.0	1.2	1.3	11	54	45	42
Nikkel (Ni)	µg/l	321	60	20	10	4.0	8.6	16	32	80	37
Pyren	µg/l	0.060	65			0.0046	0.0017			13	36
Zink (Zn)	µg/l	201	60	100	100.0	7.8	7.8	2.0	2.0	26	26
Molybdæn (Mo)	µg/l	120	52*	20	20	67	6.2	6.0	6.0	1.8	19
Selen (Se)	µg/l	2	53*	10		0.1	0.08	0.15		15	19
Benzo(a)anthracen	µg/l	0.020	65			0.012	0.0012			1.7	17
Ethylbenzen	µg/l	26	2			20	2.0			1.3	13
Fluoranthren	µg/l	0.081	65	0.1	0.1	0.0063	0.0063	0.81	0.81	13	13
Chrysen/ Triphenylen	µg/l	0.012	65			0.014	0.0014			0.84	8.4
Chrom (Cr)	µg/l	28	62	20	25	4.9	3.4	1.4	1.1	5.7	8.2
Kviksølv (Hg)	µg/l	0.5	61	1.0	0.1	0.07	0.07	0.50	5.0	7.1	7.1
Toluen	µg/l	43	2		5	74	7.4		8.5	0.6	5.7
Cadmium (Cd)	µg/l	0.98	62	2.0	0.5	0.08	0.2	0.49	2.0	12	4.9

Tabel 6 Sammenstilling af alle fundne stoffer med NA > 5.

Nødv. attenuering	AOVK og ILVK	DVK (yderligere)	GVK (yderligere)
NA ≥ 10	Arsen (As)	Ammonium-N	
NA ≥ 10	Kobber (Cu)	Sulfid-S	
NA ≥ 10	Sum Xylener	Total-P	
NA ≥ 10	Dibenzo(a,h)anthracen	C6-C35	
NA ≥ 10	Benzo(a)pyren	NVOC	
NA ≥ 10	Bly (Pb)	Jern (Fe)	
NA ≥ 10	Nikkel (Ni)	Kalium (K)	
NA ≥ 10	Pyren	Klorid	
NA ≥ 10	Zink (Zn)	Benzen	
NA ≥ 10	Molybdæn (Mo)*	Natrium (Na)	
NA ≥ 10	Selen (Se)		
NA ≥ 10	Benzo(a)anthracen*		
NA ≥ 10	Ethylbenzen*		
NA ≥ 10	Cadmium**		
NA ≥ 10	Fluoranthren		
5 ≤ NA < 10	Chrysen/ Triphenylen		
5 ≤ NA < 10	Chrom (Cr)		
5 ≤ NA < 10	Kviksølv (Hg)		
5 ≤ NA < 10	Toluen*		
	*: Kun AOVK	***: Kun ILVK	

Bilag 14. Kvalitetskriterier

Vandkvalitetskravene er hentet fra:

- Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand. Miljøstyrelsen, opdateret juni 2015 (omfatter grundvand).
- Bekendtgørelse nr. 439 af 19. maj 2016 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (er i december 2017 erstattet af BEK 1625/2017).
- Bekendtgørelse nr. 802 af 1. juni 2016 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (omfatter drikkevand). Det bemærkes dog, at denne bekendtgørelse i oktober 2017 er blevet erstattet af BEK 1147/2017.

Drikkevandkvalitetskravene gælder for de uorganiske hovedbestanddele og de organiske mikroforureninger ved afgang fra vandværk og for de uorganiske sporstoffer ved indgang til ejendommen.

Stofnavn	Drikke- vand, µg/ liter	Grund- vand, µg/ liter	Indlands- vand, µg/ liter	Andet overflade- vand, µg/ liter
Acenaphthen (PAH)			3,8	0,38
Acenaphthylen (PAH)			1,3	0,13
Alkylbenzener	1	1a		
Alluminium	100			
Ammonium (NH ₄ ⁺)	50			
Anthracen (PAH)			0,1	0,1
Antimon	2	2	113	11,3
Arsen	5	8	4,3 tilføjet	0,11 tilføjet
Atrazin			0,6	0,6
Barium	700	-	19 tilføjet	5,8 tilføjet
Bentazon	0,1		45	45
Benz(a)anthracen (PAH)		3	0,012	0,0012
Benz(a)pyren (PAH)	0,01	3	0,00017	0,00017
Benzen	1	1	10	8
Bisphenol A	-		0,1	0,01
Bly, uorganisk	5	1	1,2 den bio- tilgængelige del af stoffet	1,3

Stofnavn	Drikke- vand, µg/ liter	Grund- vand, µg/ liter	Indlands- vand, µg/ liter	Andet overflade- vand, µg/ liter
Bor	1000, Helst under 300	300	94 tilføjet 20000 øvre værdi	94 tilføjet 20000 øvre værdi
Butylbezylphthalat (BBP)			7,5	0,75
Cadmium 1)	2	0,5	0,08	0,2
Calcium	200000			
Chloreddikkesyre (MCAA)			0,58	0,058
Chlorpyrifos			0,03	0,03
Flygtige organiske chlor- forbindelser ‡	1 Sum 3	1 Sum 3		
Chlorbenzener	1			
Chlorphenoler (sum af mono-, di-, tri- og te- traphenoler)		0,1		
Chrom (VI)		1	3,4	3,4
Chrom (III)	20	25	4,9	3,4
Chrysen			0,014	0,0014
Cobolt	5		0,28 tilføjet	0,28 tilføjet
Sum af cresoler			100	10
Cyanid	50	50		
Cyclodien pesticider: ald- rin, dieldrin, endrin, iso- endrin	0,03		Sum 0,01	Sum 0,005
DDT i alt		0,1	0,025	0,025
Di (2-ethylhexyl)adipat (DEHA)			0,7	0,07
Dibenz(a,h)anthracen (PAH)			0,0014	0,00014
Dibutylphthalat (DBP)			2,3	0,23
2,6-dichlorbenzamid (BAM)			78	7,8
1,1-dichlorethan			10	10
1,2-dichlorethan		1	10	10
1,1-dichlorethylen & 1,2-dichlorethylen (cis + transomerer)			6,8	0,68
Dichlormethan		1	20	20
2,4 -dichlorphenol			0,2	0,2
2,6-dichlorphenol			3,4	0,34

Stofnavn	Drikke- vand, µg/ liter	Grund- vand, µg/ liter	Indlands- vand, µg/ liter	Andet overflade- vand, µg/ liter
Dichlorprop-p			41	4,1
Dichlorvos			0,0006	0,00006
Diethylether	40	10		
Di-(2-ethylhexyl) phthalat (DEHP)	1	1	1,3	1,3
Dimethylphenoler	-		13,1 (sum)	1,31 (sum)
Ethylbenzen			20	2
Fluoranthen (PAH)	0,1		0,0063	0,0063
Fluoren (PAH)			2,3	0,23
Fluorid	1500	-		
Heptachlor & heptachlor- epoxid 2)	0,03	0,03	0,0000002	0,00000001
Jern	100			
Jod			10	10
Kalium	10000			
Kaliumpermanganat			0,84	0,084
Klorid	250000			
Klorbenzener	1			
Klorphenoler	0,1	0,1		
Kobber	100	100	1 tilføjet 4,9 øvre værdi	1 tilføjet 4,9 øvre værdi
Sum af kulbrinter, C6- C35	5	9		
Kviksølv, uorganisk	1	0,1	- *)	- *)
LAS		100	54	54
Magnesium	50000			
Mangan	20		150 tilføjet	150 tilføjet
Mechlorprop p			18	1,8
Methyl-naphthalener			0,12 sum	0,12 sum
MTBE	5	5d	10	10
Molybdæn	20	20	67	6,7 tilføjet
Naphthalen	2	1	2	2
Natrium	175000			
Nikkel	20	10	4 den biotil- gængelige del af stoffet	8,6

Stofnavn	Drikke- vand, µg/ liter	Grund- vand, µg/ liter	Indlands- vand, µg/ liter	Andet overflade- vand, µg/ liter
Nitrat	50000 (grundvand)			
Nitrit5) 6) (NO ₂ -	10			
Nonylphenoler	20 sum af nonylphenol og oc- tylphenol	20e	0,3	0,3
NVOC	4000			
Octylphenoler			0,1	0,01
Pentachlorbenzen			0,007	0,0007
Pentachlorphenol	0,01	0,01f	0,4	0,4
Pefluorerede alkylsyre forbindelse (PFAS) 2)	0,1	0,1p	0,00065	0,00013
Pesticider, total	0,5	0,5		
- individuelle (grundvand)	0,1	0,1		
Phenanthren (PAH)			1,3	1,3
Phenoler (total)	0,5	0,5		
Phenol		-	7,7	0,77
Creosoler,		-	100 sum	10 sum
Xylenoler		-		
Totalt phosphor-indhold (P)	150			
Phosphatforbindelser:				
ortho-Tricresylphosphater (o-TCP)	10	-		
Tricresylphosphater, total (TCP)	250			
Triphenylphosphat (TPP)			0,74	0,074
TCCP			640	64
Phthalater (ikke DEHP)	Sum 1			
Polyaromatiske kulbrinter, (PAH) Sum af benz(b)fluoran- then, benz(k)fluoranthren,	0,1			

Stofnavn	Drikke- vand, µg/ liter	Grund- vand, µg/ liter	Indlands- vand, µg/ liter	Andet overflade- vand, µg/ liter
bens(ghi)perylene & in- deno (1,2,3.cd)pyren				
Pyren			0,0046	0,0017
Selen	10	-	0,1 tilføjet	0,08 tilføjet
Simazin			1	1
Strontium	10000		2100	2100 tilføjet
Sulfat	250000			
Tetrachlorethylen		1	10	10
1,1,2,2-tetrachlorethan			70	7
Tetrachlormethan			12	12
Tin	10	-	2	0,2
Toluen		5	74	7,4
Tributyltinforbindelser (kation)	0,1	-	0,0002	0,0002
Trichlorbenzener			0,4	0,4
1,1,1-trichlorethan		1	21	2,1
Trichlormethan			2,5	2,5
2,4,6-trichlorphenol			1	1
Trichlorethylen		1	10	10
Vanadium			4,1 tilføjet	4,1 tilføjet
Vinylchlorid	0,3	0,2	0,05	0,05
Xylener (o-,m-,p-xylene + ethyl- benzen)		5	10 sum	1 sum
Zink	100	100	7,8 tilføjet 3,1 tilføjet blødt vand (H<24 mg CaCO ₃ /l).	7,8 tilføjet

‡ Ved flygtige organiske chlorforbindelser forstås: di- og trichlormethan, dichlorethener, 1,2-dichlorethan, trichlorethen, trichlorethaner, tetrachlorethen og tetrachlorethaner. Grundvandskvalitetskriteriet gælder for det enkelte stof.

- 1) afhængigt af hårdhedsklassen varierer kravet mellem < 0,08 og 0,25
- 2) kravet gælder fra 22. december 2018.
- a. sum af 1-methyl-3-ethylbenzen, 1,2,4-trimethylbenzen, 1,3,5-trimethylbenzen
- d. indhold under 2 µg/l bør tilstræbes

- e. sum af octyl- og nonylphenol
- f. svarer til den analytisk-kemiske detektionsgrænse for stoffet pentachlorphenol
- *) Der er ikke fastsat krav for kviksølvkoncentrationen – tidligere var denne 0,07 µg/l korttid.
Der er fastsat krav for biota og sediment, men der forefindes ikke anvendelige modeller til omsætning til et koncentrationskrav. Der er dog taget højde for risikoen ved udledning af Hg, idet stoffet altid medtages, hvis udsivende perkolat ikke passerer en umættet zone på mindst 1 m. Det kan bemærkes, at med den ovennævnte grænseværdi, vil den nødvendige attenuering for depone-ringsenheder for blandet affald være 7,1. Hvis der stedspecifikt er viden eller mistanke om væ-sentlige indhold af Hg i perkolatet og/eller sårbare nedstrøms områder, vil Hg indgå i kildestyrke-estimeringen og risikovurderingen.

Bilag 15. Modelstoffer fra overfladevandsprojektet

Modelstoffer fra projekt om jordforureningers påvirkning af overfladevand (Miljøstyrelsen, 2014)

Modelstof	Bemærkninger
1,1,1-TCA	Repræsenterer 6 mættede klorerede kulbrinter indberettet til DK-jord som kortlægnings-grundlag. 1,1,1-TCA er en almindelig forekommende forureningskomponent, og der findes et kvalitetskriterium i forhold til overfladevand. 1,1,1-TCA er mobil i grundvand, er ikke nedbrydelig under aerobe forhold og kan forventes at repræsentere fanelængden (afstandskriteriet) og fluxen i grundvand for gruppen.
2, 6-dichlorphenol	Repræsenterer 11 forskellige klorfenolforbindelser samt et par nitrofenoler. Klorfenoler er en almindelig forekommende forureningskomponent, som ofte findes sammen med en række andre klorfenoler. Der findes et kvalitetskriterium i forhold til overfladevand. Klorfenoler er forholdsvis mobile i grundvand og er ikke nedbrydelig under aerobe forhold.
4-nonylphenol	Repræsenteres en række overfladeaktive stoffer (6 parametre) med meget forskellige egenskaber. Nonylphenol er meget toksisk over for det akvatiske miljø og er et nedbrydningsprodukt af visse detergenter. Der findes et kvalitetskriterium i forhold til overfladevand.
Arsen	Repræsenterer en række toksiske metaller (16 parametre), som kan være mobile i grundvand. Der findes et kvalitetskriterium i forhold til overfladevand.
Atrazin	Repræsenterer en række pesticider (9 parametre) med mange forskellige egenskaber. Atrazin er en almindelig forekommende forureningskomponent ved punktforureninger med pesticider (vaskpladser, lossepladser), som ofte findes sammen med en række andre pesticider. Der findes et kvalitetskriterium i forhold til overfladevand. Atrazin er forholdsvis mobil i grundvand.
Benzen	Repræsenterer en række aromatiske kulbrinter (TEX), C9-C10 aromater, styren og benzin, som er indberettet til DK-jord som kortlægningsgrundlag (i alt 19 parametre). Benzen er en almindelig forekommende forureningskomponent, og der findes et kvalitetskriterium i forhold til overfladevand. Benzen er mobilt i grundvand, er nedbrydelig under aerobe forhold, dog i begrænset omfang under anaerobe forhold og kan forventes at repræsentere fanelængden (afstandskriteriet) og fluxen i grundvand for gruppen.
Chlorbenzen	Repræsenterer 8 forskellige klorerede aromater.
Chloroform	Repræsenterer 5 mættede klorerede kulbrinter indberettet til DK-jord som kortlægningsgrundlag. Chloroform skyldes ofte andre industrielle anvendelser end for de klorerede opløsningsmidler, og der findes et kvalitetskriterium i forhold til overfladevand.

Modelstof	Bemærkninger
	Chloroform er mobil i grundvand, og forventes at repræsentere fanelængden (afstandskriteriet) og fluxen i grundvand for gruppen.
COD	Kemisk iltforbrug repræsenterer lossepladssperkolat. Lossepladssperkolat medfører iltforbrug, som er toksisk over for det akvatiske miljø. Lossepladssperkolat omfatter en række forskellige stoffer/stofgrupper (i alt 33 parametre), blandt andet klorid, sulfat, jern og ammonium, men disse er sjældent indberettet til DK-jord som kortlægningsgrundlag. Der findes intet kvalitetskriterium for lossepladssperkolat i forhold til overfladevand.
Cyanid	Cyanid er en toksisk forbindelse som findes ved visse punktkildeforureninger herunder i lossepladssperkolat (i alt 4 parametre).
Diesel	Repræsenterer 12 forskellige typer olieprodukter, som er indberettet til DK-jord som kortlægningsgrundlag. Diesel har oliekulbrinter i kogepunktsinterval C10-C25, og såfremt der ses bort fra aromatiske kulbrinter eller NSO-forbindelser, kan stoffet forventes at repræsentere fanelængden (afstandskriteriet) og fluxen i grundvand for gruppen
Fluoranthen	Repræsenterer de vandopløselige PAH forbindelser. Fluoranthen er en almindelig forekommende forureningskomponent ved forureninger med PAH'er, som findes sammen med en række af andre PAH'er. Der findes et kvalitetskriterium i forhold til overfladevand. Fluoranthen er forholdsvis mobil i grundvand i forhold til mange andre PAH'er.
Mechlorprop	Repræsenteres en række pesticider med mange forskellige egenskaber (6 parametre). Mechlorprop er en almindelig forekommende forureningskomponent ved punktforureninger med pesticider (vaskpladser, lossepladser) som ofte findes sammen med en række af andre pesticider. Der findes et kvalitetskriterium i forhold til overfladevand. Mechlorprop er mobil i grundvand og er nedbrydelig under aerobe forhold.
MTBE	Repræsenterer en række forskellige vandopløselige opløsningsmidler (16 parametre), dog med forskellige egenskaber. MTBE er en almindelig forekommende forureningskomponent ved benzinforureninger (tilsætningsstof i benzin), men stoffets skæbne er anderledes end for oliekulbrinter. Der findes et kvalitetskriterium i forhold til overfladevand. MTBE er mobilt i grundvand, og forventes at repræsentere fanelængden (afstandskriteriet) og fluxen i grundvand for gruppen.
Fenol	Repræsenterer 14 forskellige alkylfenolforbindelser. Fenol er en almindelig forekommende forureningskomponent, som ofte findes sammen med en række af andre methylerede fenoler. Der findes et kvalitetskriterium i forhold til overfladevand. Fenol er mobilt i grundvand og er nedbrydelig under aerobe forhold. Fenol kan forventes at repræsentere fanelængden (afstandskriteriet) og fluxen i grundvand for gruppen, dog er fenol nok mere nedbrydligt end de tungere methyl- og dimethylfenoler.
Trichlorethylen	Repræsenterer 10 umættede klorerede kulbrinter indberettet til DK-jord som kortlægningsgrundlag. TCE er en almindelig forekommende forureningskomponent, som ofte findes sammen med en række af nedbrydningsprodukter, som dichlorethylen og vinylchlorid og er også selv en nedbrydningsprodukt af PCE (perchlorethylen /tetrachlorethylen). Der findes et kvalitetskriterium i forhold til overfladevand.

Modelstof	Bemærkninger
	TCE er mobil i grundvand og er ikke nedbrydelig under aerobe forhold og kan forventes at repræsentere fanelængden (afstandskriteriet) og fluxen i grundvand for gruppen.

I den endelige rapport var forslaget til modelstoffer snævret ind til følgende. Disse modelstoffer inddrages i listen over stoffer der bør indgå i en risikovurdering for lossepladser:

- Ammonium-N
- Jern (opløst)
- NVOC
- Benzen
- Trichlorethylen
- Phenol
- Klorbenzener
- MCP
- Atrazin
- Arsen

Bilag 16. PRTR-lovgivningens krav

Stoffer der anses som potentielt relevante i forhold til rapportering til PRTR registeret med hensyn til udledning til vand. Stofferne skal indrapporteres såfremt den udledte mængde per år overstiger den i tabellen angivne mængde.

Stof	Udledt til vand i kg/år
Total kvælstof	50.000
Total fosfor	1.000
Totalmængde organisk kulstof (TOC) (som total C eller COD/3)	50.000
Arsen og arsenforbindelser (som As)	5
Cadmium og cadmiumforbindelser (som Cd)	5
Krom og kromforbindelser (som Cr)	50
Kobber og kobberforbindelser (som Cu)	50
Kviksølv og kviksølvforbindelser (som Hg)	1
Nikkel og nikkelforbindelser (som Ni)	20
Bly og blyforbindelser (som Pb)	20
Zink og zinkforbindelser (som Zn)	100
Alachlor	1
Aldrin	1
Atrazin +	1
Klordecon	1
Klorfenvinfos	1
Kloralkaner, C10 – C13	1
DDT +	1
1,2 – diklorethan	10
Diklormethan	10
Dieldrin +	1
Diuron	1
Endosulfan +	1
AOX	1000
Hexaklorbenzen	1
1,2,3,4,5,6-hexachlorcyclohexan(HCH)	1
Anthracen	1
Asbest	1
Benzen	200 (BTEx)
Benzo(g,h,i)perylene	1
Bromerede diphenylethere (PBDE)	1
Klorider (som total Cl)	2.000.000

Stof	Udledt til vand i kg/år
Cyanider (som total CN)	50
Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	1
Ethylbenzen	200 (BTEX)
Fluoranthren	1
Fluorider (som total F)	2.000
Hexabrombiphenyl	0,1
Hexaklorbenzen (HCB)	1
Hexaklorbutadien (HCBD)	1
Isodrin +	1
Isoproturon +	1
Lindan	1
Mirex	1
Naphthalen	10
Nonylphenol og nonylphenoethoxylater (NP/NPE)	1
Octylphenoler og octylphenoethoxylater	1
Organiske tinforbindelser(som total Sn)	50
PCDD + PCDF (dioxiner + furaner) (som Teq)	0,0001
Pentaklorbenzen +	1
Pentaklorphenol (PCP)	1
Phenoler (som total C)	20
Polychlorede biphenyler (PCB)	0,1
Polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH)	5
Simazin +	1
Tetraklorethylen (PER)	10
Tetraklormethan (TCM)	1
Toluen	200 (BTEX)
Tributyltin og tributyltinforbindelser	1
Triklorbenzener (TCB) (alle isomerer) +	1
Trikllorethylen	10
Triklormethan	1
Trifluralin +	1
Triphenyltin og triphenyltinforbindelser	1
Xylener	200 (BTEX)

Bilag 17. Eksklusion på grundlag af estimerede Kd-værdier

I Tabel 4-2 i kapitel 4.3 ses en række Kd-værdier for uorganiske stoffer og et mindre antal organiske stoffer, som har været benyttet i risikovurderinger og til bestemmelse af grænseværdier for stofudvaskninger i forbindelse med forskellige projekter udført for Miljøstyrelsen. Som også nævnt er disse Kd-værdier lave i forhold til Kd-værdier observeret i perkolatfaner i felten (måske bortset fra for nikkel, hvor endog lavere Kd-værdier er observeret).

I **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** ses er der anført K_{OC} -værdier for en række organiske stoffer. I Tabel 1 er disse anvendt til estimering af Kd for de samme stoffer ud fra ligningen $K_d = K_{OC} \times f_{oc}$, hvor f_{oc} er jordens indhold af organisk kulstof. Der er regnet både for $f_{oc} = 0,1\%$ og $0,5\%$. Der er naturligvis tale om nogle antagelser, som ikke vil gælde i alle tilfælde, og Kd vil også påvirkes af andre forhold, men estimererne kan dels give et indtryk af størrelsesordenen af Kd-værdierne, dels vise Kd-værdiernes relative indbyrdes størrelsesforhold. I Tabel 1 er de beregnede Kd-værdier rangordnet efter størrelse med de største øverst.

Hvis det antages, at man ønsker at se forureningstoppen ved POC = 100 m inden for ca. 500 år, fremgår det af

Tabel 4-5 i kapitel 4.4, at man for en grundvandshastighed på 100 m/år kan se bort fra stoffer med Kd-værdier større end ca. 15 l/kg med en tykkelse af den umættede zone på 2 m. Kd er så til gengæld afhængig af en række forhold, herunder som vist af f_{oc} (dvs. lokale jordforhold) og som nævnt i kapitel 5.6 også af pH. Men man ville formentlig med rimelig sikkerhed kunne udelade i hvert fald de første 10 stoffer på listen i Tabel 1 uden væsentlig risiko.

Af Tabel 4-2 i kapitel 4.3 fremgår det, at man yderligere kan ekskludere Pb ($K_d > 100$ l/kg), PCB ($K_d > 100$ l/kg), men ikke Cu, selv om Kd-værdien er stor, da mobiliteten af Cu kan øges betydeligt i tilstedeværelse af DOC.

Tabel 1: Estimerede Kd-værdier for organiske stoffer

Stof	K _{oc}	Kd (l/kg)	
		foc = 0.001	foc = 0.005
para-para-DDT	2,20E+06	2200	11000
dibenz(a,h)anthracen	1,50E+06	1500	7500
indeno(1,2,3-cd)-pyren	1,30E+06	1300	6500
benz(g,h,i)perylene	1,10E+06	1100	5500
DDT i alt	4,00E+05	400	2000
benz(a)pyren	3,40E+05	340	1700
benz(k)fluoranthren	3,30E+05	330	1650
chrysen	1,60E+05	160	800
benz(b)fluoranthren	1,50E+05	150	750
heptachlor og	6,60E+04	66	330
endrin	3,70E+04	37	185
dieldrin	3,40E+04	34	170
fluoranthren	3,40E+04	34	170
pentachlorophenol	30535,1	31	153
pyren	1,70E+04	17	85
dibutylftalat	6,90E+03	6,9	35
phenanthren	6,30E+03	6,3	32
antracen	6,10E+03	6	31
fluoren	3215,1	3	16
acenaphthylen	2470,6	2,5	12
nonylphenol	2239	2,2	11
acenaphthen	1725	1,7	8,6
1-methylnaftalen	1530,4	1,5	7,7
2-methylnaftalen	1494,2	1,5	7,5
tetrachlorethylen	496,6	0,50	2,5
bisfenol A		0,50	2,0
naftalen	390,8	0,4	2,0
m-xylen	307,6	0,31	1,5
ethylbenzen	272,9	0,27	1,36
p-xylen	272,9	0,27	1,4
o-xylen	254	0,254	1,3
2,6-dichlorphenol	220	0,22	1,1
tetrachlormethan	99,8	0,10	0,50
toluen	99,8	0,10	0,50
atrazin	57,5	0,058	0,29
1,1,1-trichlorethan	56,2	0,056	0,28
trichlorethylen	47,5	0,048	0,24
dimethylphenol	35,6	0,036	0,18
benzen	23,7	0,024	0,12
1,1-dichlorethylen	23,7	0,0237	0,12

Stof	K _{oc}	Kd (l/kg)	
		foc = 0.001	foc = 0.005
simazin	22,1	0,022	0,11
1,2-dichlorethylen	21,6	0,022	0,11
trichlormethan	16,2	0,016	0,08
o-cresol	15,4	0,015	0,077
p-cresol	15,1	0,015	0,08
1,1-dichlorethan	10,5	0,011	0,053
dichlorprop	10	0,010	0,050
vinylchlorid	7	0,0070	0,035
1,2-dichlorethan	5	0,0050	0,025
phenol	4,8	0,0048	0,024
dichlormethan	3,3	0,0033	0,017
methyl-tert-butylether	1,4	0,0014	0,0070
2,6-dichlorbenzamid	0,9	0,0009	0,0045
mechlorprop	0,2	0,00020	0,0010

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald

Miljøstyrelsen har i samarbejde med Dansk Affaldsforening og DepoNet gennemført et projekt, som har til formål at udvikle en metodik til at synliggøre den stedsspecifikke forureningspåvirkning af miljøet omkring danske deponeringsanlæg, i forhold til grundvand, overfladevand samt natur. Metodikken omfatter en beskrivelse af stoffrigivelsen fra affaldet (kildestyrken), stoftransporten gennem umættet og mættet zone samt vurdering af påvirkning af miljøet.

Dette er den første af to rapporter, som dokumenterer grundlaget for at opstille en model til beregning af kildestyrken som funktion af tiden. I denne rapport opstilles de konceptuelle modeller for kildestyrken og eksisterende viden om forhold, der vides at være kritiske i forhold til bestemmelse af kildestyrken, beskrives. Overvejelser og beslutning om, hvordan kritiske forhold håndteres i modellen dokumenteres i rapporten. Kritiske forhold omfatter viden om affald, der gennem tiderne er modtaget til deponering, viden om udvaskning af potentielt miljøfremmede stoffer fra affaldet, regnvandets heterogene flow gennem affaldet samt viden om stoffernes spredning til det omkringliggende miljø. På det grundlag er der opstillet et forslag til, hvilke stoffer og stofgrupper, der for forskellige typer af deponeringsenheder og lossepladser bør indgå i en risikovurdering i forhold til påvirkning af grundvand, overfladevand og natur.



Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

www.mst.dk