

De beschoeiing van het uitlaatkanaal en van de haven vormen een substraat voor macro-fauna, zoals slakken, mugge-larven en schelpdieren. De macro-fauna is uitgebreid onderzocht in de omgeving van de centrales Flevo en Bergum. Bij de Flevocentrale is in een beperkt gebied bij de uitlaat (1,5 ha) een verschuiving gevonden in de verhouding van de aantallen van de verschillende organismen, vooral bij enkele slakkensoorten (Hadderingh, 1974a, 1974b, KEMA 1977). De diversiteit is echter nauwelijks veranderd en er zijn geen nieuwe soorten gevonden die niet ook elders in het IJsselmeer voorkomen. Het onderzoek bij de Centrale Bergum leidde tot soortgelijke conclusies (KEMA, 1980). Voor de koelwaterlozing in de Jan van Riebeeckhaven zijn vergelijkbare effecten te verwachten. De voorlopige resultaten van een éénmalige bemonstering van de bodem van de Jan van Riebeeckhaven (Peeters, in prep.) geven aan dat op de bodem op 6,5 m diepte redelijke aantallen voornamelijk jonge vlokreeften en slijkgarnalen kunnen voorkomen, met daarnaast enige brakwatermosselen en borstelwormen. Beneden 9,5 m diepte worden weinig organismen aangetroffen. De aanwezigheid van deze organismen wordt primair bepaald door zoutgehalte en zuurstofconcentratie. De watertemperatuur is van ondergeschikte betekenis. Uit onderzoek bij de Flevocentrale bleek dat koelwaterlozingen de voortplanting van plaatsgebonden organismen positief kunnen beïnvloeden.

Er zijn geen aanwijzingen dat de Jan van Riebeeckhaven specifiek van belang is als paaiplaats voor vis. Een invloed van de watertemperatuur op de ontwikkeling van vis-seneieren lijkt hier niet relevant.

Effecten op plankton

Uit door de KEMA uitgevoerd planktononderzoek bij een aantal centrales aan verschillende wateren is gebleken dat fytoplankton (plantaardig plankton) vrijwel ongevoelig is voor mechanische invloeden tijdens passage door het koelwatercircuit (Koops, 1975). Bij lozingstemperatuur tot 30 °C, de maximaal toegestane lozingstemperaturen, worden geen temperatuureffecten op fytoplankton of zoöplankton (dierlijk plankton) waargenomen (Koops e.a., 1980).

Thermische schade aan plankton begint op te treden bij lozingstemperaturen boven 32 °C (Donze, 1978, Koops e.a., 1980). Temperatuurverhoging kan wel positieve invloed hebben op de groei van plankton, anderzijds heeft de turbulentie in het uitlaatgebied na lozing een negatieve invloed op planktongroei, speciaal op de groei van blauwalgen. In de praktijk zijn eventuele geringe invloeden van koelwaterlozing op plankton geheel ondergeschikt aan de veel grotere natuurlijke invloeden op groei en sterfte van plankton.

Effecten op vis

Vislarven worden passief met de waterstroom meegevoerd. Het grootste deel van de vislarven passeert de zeven voor de inlaat van centrales. Jonge vis kan zich nog onvoldoende tegen inzuigen door centrales verzetten. Deze vis kan de zeven niet meer passeren en wordt uitgezeefd en afgevoerd. Grotere vissen kunnen zich, afhankelijk van de stroomsnelheden voor de inlaat, tegen het inzuigen verzetten (Hadderingh, 1978).

Vislarven zijn gevoelig voor passage door een koelsysteem. Afhankelijk van de soort varieert de sterfte van 30 tot 95%. Gemiddeld is de sterfte van vislarven in het koelsysteem 50% (Hadderingh, 1979). Mechanische factoren spelen hierbij de belangrijkste rol. Uit onderzoek bij de Flevo-centrale blijkt de maaswijdte van de draaizeven van invloed op de sterftepercentage van de passerende vislarven (KEMA, 1978). De overleving van passerende vislarven was bij 5 mm mazen vele malen hoger dan bij 2 mm mazen.

De overleving van ingezogen jonge vis is afhankelijk van een aantal factoren:

- de directe sterfte op de zeven door mechanische oorzaak is afhankelijk van de soort en varieert tussen 0% voor paling en 100% voor spiering. Gemiddeld is de directe sterfte op de zeven circa 60%
- het afvoersysteem van de uitgezeefde vis is belangrijk. Een systeem waarbij de vis met voldoende water wordt teruggespoeld naar het oppervlaktewater kan veel vis redden
- bij interne recirculatie van koelwater naar het inlaatgebied in de winter kan vis worden aangetrokken naar de inlaat door de hogere temperatuur. De kans op inzuigen neemt hierdoor toe.

Momenteel zijn weinig gegevens beschikbaar over de visstand in de havens waaruit door de Centrale Hemweg koelwater wordt onttrokken en waarop het koelwater wordt geloosd. Door het RIVO zijn in december 1987 en januari 1988 éénmalige visbemonsteringen uitgevoerd (Schaap, 1988) met een kornet waarmee dicht boven de bodem wordt gevist. In de Westhaven werd vrijwel niets gevangen terwijl de vangsten in de Jan van Riebeeckhaven en Mercuriushaven slecht waren in vergelijking met enige vangsten in het Noordzeekanaal. Gezien de vaak lage zuurstofconcentratie boven de bodem van de Amsterdamse havens (Vertegaal, 1988) zijn deze slechte vangsten niet verwonderlijk. De vangsten geven geen indruk van de visstand in de bovenste 6 m van de havens, de waterlaag waaruit koelwater wordt ingenomen en waarin het koelwater wordt geloosd.

Door de KEMA is een oriënterend onderzoek uitgevoerd naar ingezogen vis waaruit bleek dat in de huidige toestand enige tientallen kilo's vis per etmaal worden ingezogen door deze centrale. In de winterperiode bestaat de ingezogen vis voornamelijk uit spiering, terwijl in de zomerperiode ook andere soorten worden ingezogen zoals snoekbaars, baars en paling. Of de sterfte van deze vis een merkbare invloed heeft op de vispopulatie in het koelwatercircuit is afhankelijk van de vispopulatie in de betreffende havens. De kans op een aantoonbare invloed van koelwatergebruik door de Centrale Hemweg op de vispopulatie in deze havens wordt gering geacht. De kans op aantoonbare effecten van koelwatergebruik op de visstand in het Noordzeekanaal lijkt, gezien de goede visstand in het kanaal, uitgesloten.

Gezien de verdeling van het zoutgehalte in het Noordzeekanaal is in het uitlaatgebied van de centrale in de bovenste opgewarmde waterlaag alleen zoetwatervis te verwachten. De in het Noordzeekanaal waargenomen zoetwatervissen vertonen geen sterfte bij een verblijfsduur van 1000 min (= 16,7 uur) in water van 31 °C (Comm. Milieuzaken VDEN, 1984). De maximum lozingstemperatuur van 30 °C zal ook bij langere verblijfstijden niet tot vissterfte leiden. Bovendien is vis goed in staat gebieden met te hoge watertemperatuur te ontvluchten.

Vissen die een koelwaterpluim in- en uitzwemmen ondervinden een snelle temperatuurwisseling. Dit gebeurt ook met vissen in een uitlaatgebied bij opstarten of plotseling afschakelen van een centrale. Hierbij zijn plotselinge temperatuurdalingen ernstiger dan plotselinge temperatuurstijgingen. Vissterftes in lozingsgebieden van centrales zijn vastgesteld bij temperatuurdalingen van 9 tot 25 K binnen 30 min (Contaut, 1977).

In 1981 is de Flevocentrale overgegaan op een bedrijfsvoering waarbij dagelijks eenheden werden gestart of gestopt, met als gevolg sterke temperatuurwisselingen in het uitlaatgebied. In de winter 1981-82 is de invloed hiervan onderzocht op brasem en blankvoorn in kooien in het uitlaatgebied (KEMA 1983a). De grootste temperatuurwisselingen bedroegen 10 tot 12 K met een afkoeling van gemiddeld 0,9 K/h en een opwarming van gemiddeld 2,2 K/h. Tussen december 1981 en april 1982 bedroeg de sterfte van de brasem 11% en van de blankvoorn 15%. De sterfte was tenminste voor een belangrijk deel te wijten aan infecties van in de kooien opgelopen beschadigingen. De overlevende vis was over het algemeen in goede conditie. Eenzelfde proef met baars en snoekbaars mislukte. De vis in de kooien werd gevoerd met pellets uit een voederautomaat. De baars en snoekbaars namen op deze wijze geen voedsel op en verhongerden.

Door Moss et. al. (1978) werden vissen (2 soorten meerval en een baarsachtige) voorzien van ultrasoonzendertjes waarvan de pulssnelheid temperatuurafhankelijk was, zodat plaats en omringende watertemperatuur kon worden vastgesteld. De gemerkte vis bleek een koelwaterpluim zonder problemen te passeren. Bij watertemperaturen aan de oppervlakte van de pluim van 32-33 °C zwommen de vissen onder de pluim door, bij temperaturen van 25-30 °C werd door de pluim gezwommen.

In het Noordzeekanaal vindt migratie plaats van paling. Schieraal trekt naar de Noordzee en glasaal trekt vanuit de Noordzee naar binnen. Bij migratie van paling zijn stroming en zoutgradiënten bepalend voor de richting. Bij centrales waar koelwater direct wordt ingenomen uit wateren waarlangs schieraal naar zee trekt, kan door de koelwaterstroom schieraal het inlaatsysteem van de centrale binnen zwemmen. Met een goed visafvoersysteem kan de op de zeven opgevangen paling worden teruggevoerd naar het oppervlaktewater met een overlevingskans van meer dan 97%. In het Noordzeekanaal zal de stroming richting IJmuiden primair richting bepalend zijn voor migrerende paling en belangrijker dan de stroming die door het koelwatergebruik de Westhaven in gaat. Invloed op migratie van paling door verschillen in watertemperatuur als gevolg van koelwaterlozingen is niet aangetoond.

Een positief aspect van opwarming van oppervlaktewater is toename van de groei van vis zolang de watertemperatuur geen letale waarden bereikt en er voldoende voedsel aanwezig is. Gezien de situatie in het Noordzeekanaal is deze positieve invloed in principe te verwachten, doch niet te kwantificeren aangezien de verblijftijd van vis in het opgewarmde water niet bekend is.

6.2.2.3 Aangroeibestrijding

Bij de aangroeibestrijding moet onderscheid worden gemaakt tussen bestrijding van bacterieële afzettingen op de condensorpijpen, waardoor de warmteoverdracht vermindert en het rendement van de centrale daalt, en bestrijding van afzetting van mosselen in koelwatertoevoerleidingen die na losraken met het koelwater worden meegevoerd en condensorpijpen kunnen verstoppem.

Voor bestrijding van de slijmvorming door bacteriegroei in condensorpijpen kan het Taprogge-systeem worden toegepast. Hierbij worden sponsrubber balletjes voor de condensor aan het koelwater toegevoegd en achter de condensor weer uitgezeefd. De met het koelwater meegevoerde balletjes schuren de condensorpijpen schoon. Afhankelijk van waterkwaliteit en slibgehalte van het water kan de condensor door alleen het Taprogge-systeem schoongehouden worden of moet naast dit systeem ook regelmatig kortdurend chloor worden gedoseerd.

Eenheid 8 van Centrale Hemweg wordt evenals eenheid 7 uitgerust met het Taproggesysteem. De ervaring bij E7 is dat naast toepassing van het Taproggesysteem 5 maal per etmaal gedurende 15 min. chloor moet worden gedoseerd in een concentratie van 1,5 mg/l actief chloor. Dit leidt tot een chloorconcentratie voor de condensor van 0,5 mg/l.

De bedrijfsvoering van de centrale kan verder nadelig worden beïnvloed door afzetting van driehoeksmosselen (*Dreissena polymorpha*), brakwatermosselen (*Congerina cochleata*), zeepokken (*Balanus improvisus*) en hydroïden (*Cordylophora caspia*). De laatste jaren is de zoetwatermossel in toenemende mate verdrongen door de brakwatermossel. Voor de bedrijfsvoering maakt dit geen verschil, de mosselen zijn vrijwel even groot en de totale hoeveelheid aangegroeid materiaal is niet verminderd. Door de discontinue chloring van het koelwater wordt de afzetting van deze organismen niet voorkomen, maar wordt hun groei vertraagd. Om verstopping van condensorpijpen door losgespoelde mosselen of door schelpen van dode mosselen te voorkomen moet de mosselafzetting éénmaal per één of twee jaar worden verwijderd. Dit gebeurt door continue chloring gedurende twee à drie weken.

Aangroeiwerende verf is bij de Centrale Hemweg niet toepasbaar door het hoge zoutgehalte van het water. In zoetwater blijft aangroeiwerende verf 4 à 6 jaar werkzaam, in zoutwater slechts 1 à 2 jaar. In brakwater is de werkingsduur niet vastgesteld, maar zal minder dan 4 jaar bedragen. Bij een werkingsduur van minder dan 4 jaar is aangroeiwerende verf niet praktisch toepasbaar omdat dan de noodzakelijke frequentie van overschilderen niet in de bedrijfsvoering is in te passen.

De concentratie vrij chloor aan de intree zijde van de condensor is 0,5 mg/l. Bij de koelwateruitlaat is de concentratie vrij chloor sterk afgenomen. Uit onderzoek met aangroeiplaten in de koelwaterkanalen van Centrale Hemweg bleek dat de aangroei-organismen zich handhaven op platen in het uitlaatkanaal. Hier levert de chloorconcentratie tijdens chlorering geen risico meer voor deze organismen.

Uit een door EPRI (1980) uitgevoerd literatuuronderzoek blijkt dat door een vrijchloorconcentratie van 0,5-1,0 mg/l fytoplankton een fotosynthesereductie vertoont van 75-100%. De meeste soorten copepoden, amphipoden en planktonische crustaceën sterven voor 50% bij een chloorconcentratie van 10 mg/l gedurende 30 min. Larvale stadia zijn gevoeliger. Een concentratie van circa 1,5 mg/l gedurende 15 min zal weinig of geen schade veroorzaken aan deze zoöplankton soorten.

Tijdens de chloringsperioden zal een belangrijk gedeelte van het met het koelwater meegevoerde fyto-plankton worden gedood. Aangezien de chloreringsperioden te zamen 5% van het etmaal bedragen, zal per etmaal maximaal 5% van het fyto-plankton dat met het koelwater wordt meegevoerd worden gedood. Deze geringe fytoplanktonsterfte zal de waterkwaliteit niet negatief beïnvloeden. Voor zoöplankton is de chloorconcentratie niet letaal (EPRI, 1980).

Zalmachtigen zijn zeer gevoelig voor chloor. Bij 0,02-0,08 mg vrijchloor/l is de sterfte na 96 uur 50%. De meeste warmwatervissen hebben een tolerantiegrens die 5 tot 10 maal hoger ligt. Bij kortdurende dosering ligt de gemiddelde tolerantiegrens voor zalmachtigen bij 30 min. op 0,2-2 mg/l, afhankelijk van soort, leeftijd, conditie en watertemperatuur. Bij lagere watertemperatuur neemt de tolerantie toe. Volgens Mattice (1977) ligt de drempelwaarde voor acute toxiciteit voor vissen bij 1 mg/l gedurende 1 min. tot 0,002 mg/l gedurende 12 uur. Uit interpolatie volgt dat 0,5-1,0 mg/l gedurende 10 min. geen vischade zal veroorzaken. De effecten van de chloorconcentraties zijn vastgesteld in aquaria waarin de vis geen vluchtmogelijkheid had. Deze is in de Jan van Riebeeckhaven wel aanwezig. Hierdoor wordt visschade door de toegepaste chlorering zeer onaannemelijk, want er is vastgesteld dat vis een effectief vluchtgedrag vertoont bij lozing van een voor de vis nadelige chloorconcentratie (Cherry e.a., 1977).

Toevoeging van chloor aan oppervlaktewater leidt tot, in het algemeen, zeer lage concentraties gechloreerde organische verbindingen. Voornamelijk worden trihalometanen (THM) gevormd waarvan chloroform bij chloortoevoeging aan zoetwater de belangrijkste is. De gevormde THM-concentratie is afhankelijk van de chloorconcentratie, de concentratie totaal organisch koolstof (onder andere humusverbindingen) en de temperatuur van het oppervlaktewater. De THM-concentratie in het drinkwater in Ottawa varieert bij voorbeeld van 20 µg/l in de winter tot 120 µg/l in de zomer ondanks geringe variatie in totaalorganisch koolstof. In de V.S. en in Canada wordt in het algemeen meer chloor toegevoegd aan drinkwater dan in West-Europa. De THM-concentratie in drinkwater is in Noord-Amerika dan ook belangrijk hoger (V.S.: gemiddeld 30 µg/l) dan in West-Europa (West-Duitsland: gemiddeld 5 µg/l) (Cumbie e.a., 1985).

Bean et al (1980) vinden in rivierwater in de V.S. na dosering van 3-5 mg/l chloor een chloroformconcentratie van 3-25 µg/l. Volgens Cumbie et al (1985) werd door de Tennessee Valley Authority vastgesteld dat chlorering van koelwater leidt tot gemiddeld 4 µg/l chloroform in het geloosde koelwater.

Chloroform vormt 12 tot 40% van de totale concentratie van gechloteerde organische verbindingen. Een concentratie van 4 µg/l chloroform betekent een concentratie van 10-30 µg/l gechloteerde organische verbindingen. Uit het bovenstaande volgt dat bij chloordosering aan koelwater 0,5-1% van het toegevoegde chloor wordt omgezet tot gechloteerde organische verbindingen.

Voor E8 zal tegen afzettingen in de condensor 5 maal per etmaal 280 kg chloorbleekloog aan het koelwater worden toegevoegd, dit is 1400 kg per etmaal. Hiervan is 175 kg vrij actief chloor. Als hiervan 0,5-1% wordt omgezet in organisch gebonden halogenen (OGH), dan wordt per etmaal 0,88-1,75 kg OGH gevormd. De berekende concentratie OGH in het koelwater tijdens chloordosering is 6-12 µg/l. Gemiddeld over het etmaal is de OGH-concentratie 0,4-0,7 µg/l. Bij een gemiddelde afvoer worden deze concentraties in het Noordzeekanaal door menging met het ontvangende water gehalveerd.

Tijdens continue chloring tegen mosselafzetting is een chloorconcentratie voor de condensor van 0,2 mg/l voldoende. Gedurende 3 weken wordt bij continue dosering totaal 280 000 kg chloorbleekloog gebruikt, waarvan 35 000 kg vrij actief chloor is. Hiervan kan 175 tot 350 kg worden omgezet in OGH. Dit leidt tot een OGH-concentratie in het koelwater van 3-6 µg/l of 1,5-3 µg/l na menging in het Noordzeekanaalwater.

De achtergrondconcentratie aan het totaal van organisch gebonden halogenen is niet goed vast te stellen. In het Noordzeekanaal wordt alleen bij KM2 gechloteerde organische verbindingen bepaald. Dit meetpunt ligt in de omgeving van de koelwaterlozing door Centrale Velsen waar ook wordt gechloteerd tegen biologische afzettingen. De concentratie extraheerbare organisch gebonden halogenen is hier gemiddeld 1,6 µg/l. Daarnaast zijn incidenteel vluchtige organisch gebonden halogenen bepaald. De concentraties hiervan zijn sterk wisselend (0,5-7,4 µg/l). In de Rijn worden adsorbeerbare organische halogeenverbindingen geanalyseerd. Bij Lobith is de concentratie hiervan circa 40 µg/l en bij Hagestein circa 30 µg/l. In het Noordzeekanaal worden geen adsorbeerbare organische halogeenverbindingen bepaald. In 1983 zijn ook op de meetpunten Km 18 (ingang Jan van Riebeeckhaven) en Km 25 (grens IJ-Noordzeekanaal) organische microverontreinigingen bepaald (RWS-Nota ANW 87.013). De concentraties extraheerbare organisch gebonden halogenen (EOCl) en vluchtige organisch gebonden halogenen (VOCl) op deze monsterpunten zijn als volgt:

		Km 18				Km 25		
		min	gem	max		min	gem	max
EOCl	µg/l	0,0	1,0	2,3		0,0	1,0	1,9
VOCl	µg/l	5,4	8,7	17,2		1,9	9,8	20,8

Tijdens discontinue chlorering wordt de concentratie organisch gebonden halogeen in het koelwater tijdens chloordosering mogelijk verdubbeld. Gemiddeld is de toename in het Noordzeekanaalwater niet meer dan 5%. Tijdens continue chlorering wordt gedurende 3 weken de concentratie in het koelwater mogelijk met 50% verhoogd en in het Noordzeekanaalwater met 25%. Als ook adsorbeerbare organische halogeenverbindingen in het Noordzeekanaalwater bij deze vergelijking zouden worden betrokken, liggen de bovengenoemde toenamepercentages waarschijnlijk aanzienlijk hoger.

Volgens Grove (1984) wordt bij chloring van brak- of zoutwater voornamelijk bromoform gevormd. Deze stof vertoont geen bioconcentratie. Enige andere gevormde OGH's vertoonden een geringe bioconcentratiefactor, onvoldoende om via visconsumptie een probleem te vormen voor de volksgezondheid. De concentraties van de gevormde OGH's in het geloosde koelwater lagen ongeveer een factor 1000 onder de acute toxiciteit voor aquatische organismen.

Aangezien het brakke water van het Noordzeekanaal geen grondstof is voor de drinkwatervoorziening leveren de eventueel gevormde OGH's ten gevolge van de koelwaterchlorering geen problemen op voor de volksgezondheid. De consequenties van de reeds aanwezige concentraties OGH's voor het aquatisch ecosysteem zijn niet bekend.

Chloorbleekloog is duurder dan gasvormig chloor, maar heeft grote voordelen ten aanzien van de veiligheid voor het personeel bij het hanteren en doseren van de stof. De werking en dus de milieuconsequenties na dosering van chloor en chloorbleekloog zijn gelijk.

Als alternatief voor een continue chloordosering, eenmaal per jaar gedurende 3 weken, tegen mosselafzetting kan de thermo-shockmethode worden genoemd. De thermo-shockmethode is geen alternatief voor discontinue chlorering tegen afzettingen in de condensorpijpen.

Door de KEMA is in samenwerking met een aantal elektriciteitsbedrijven onderzoek verricht naar aangroeibestrijding met een zo laag mogelijk chloorverbruik. Het koelwater van met zeewater koelende centrales moet 's zomers continu worden gechlореerd om onacceptabele mosselafzetting te voorkomen. Uit het onderzoek bleek dat mosselbestrijding door middel van de zogenaamde thermo-shock behandeling, een drie à vier maal per jaar uit te voeren heetwaterbehandeling van het inlaatsysteem, aanzienlijk minder milieuschade veroorzaakt dan de continue chlorering. Na een thermo-shockbehandeling wordt kortdurend water geloosd met een temperatuur van 39 à 40 °C.

Bij zeewatercentrales wordt door het in het algemeen ruime lozingsgebied en door de eb- en vloedbeweging een snelle menging bereikt waardoor de kans op vissterfte in het uitlaatgebied klein is. Het relatief geringe risico van vissterfte moet dan worden afgewogen tegen circa 5 maanden continue chloordosering.

Bij veel zoetwatercentrales is in het uitlaatgebied een hoge visdichtheid geconstateerd. De mogelijkheid van een snelle menging van het sterk opgewarmde koelwater doet zich bij veel zoetwatercentrales niet voor. De kans op vissterfte in het uitlaatgebied van zoetwatercentrales bij toepassing van de thermo-shockmethode is daardoor relatief groot. Deze kans moet worden afgewogen tegen een relatief korte periode met continue chloordosering. De elektriciteitsbedrijven zien daarom momenteel de thermo-shockmethode niet als een acceptabel alternatief voor mosselbestrijding in zoetwaterkoelsystemen.

De consequenties van een kortdurende lozing van water met een temperatuur van circa 39 °C in de Jan van Riebeeckhaven zijn moeilijk te schatten. Gezien de goede visstand in het Noordzeekanaal is in het uitlaatgebied van de Centrale Hemweg een hoge visdichtheid mogelijk. Zoals hiervoor reeds werd aangegeven zegt het door het RIVO met een kornet uitgevoerde visonderzoek in de Jan van Riebeeckhaven niets over de visdichtheid in de bovenste waterlaag. In de Jan van Riebeeckhaven is een snelle menging van het geloosde water met het ontvangende water zonder speciale voorzieningen niet mogelijk. Over een effectief vluchtgedrag van vis in de Jan van Riebeeckhaven voor te hoge watertemperaturen kan geen uitspraak worden gedaan.

6.2.2.4 Ferrosulfaatdosering

Ter bescherming van de condensorpijpen tegen corrosie wordt ferro-sulfaat gedoseerd gedurende 1 uur per etmaal tot een concentratie van 1 mg Fe per liter in het koelwater (= 2,7 mg/l FeSO_4). Ferro wordt in het koelwater geoxideerd tot Ferri waarbij slecht oplosbaar Ferri-hydroxyde op de condensorpijpen neerslaat en een beschermende laag vormt.

Ferrosulfaatdosering kan van invloed zijn op het aquatisch ecosysteem door:

- invloed op bacteriële activiteit
- invloed op pH van het oppervlaktewater
- gevolgen voor vis door neerslag van slecht oplosbaar ferri-hydroxyde op de kieuwen.

Toevoegingen van meer dan 1,7 mg/l ferri-sulfaat aan afvalwater remt de bacteriële afbraak. Een concentratie van 0,8 mg/l heeft geen aantoonbare invloed.

In water met weinig bufferend vermogen kan een ferrosulfaatdosering tot pH verlaging leiden. In het goed gebufferde Noordzeekanaalwater geeft een dosering van 2,7 mg/l FeSO_4 geen meetbare pH-verlaging.

Bij ferrosulfaatdosering aan koelwater speelt de oxidatie en vorming van slecht oplosbaar ferri-hydroxyde zich af binnen het koelwatersysteem. Het geloosde koelwater bevat geen ferrosulfaat. In laboratoriumproeven bleek 1 mg/l ijzer als ferrosulfaat in gedestilleerd water niet nadelig voor vissen. Dosering van 5 mg/l ijzer als ferrosulfaat aan oppervlaktewater met forellen gaf geen sterfte gedurende 50 uur blootstelling terwijl bij 7,8 mg/l ijzer na 2,5 uur vluchtgedrag werd vastgesteld. In hard water geeft 100 mg/l FeSO_4 gedurende 4 dagen geen schadelijke effecten.

Het Noordzeekanaalwater bevat ongeveer 0,5 mg/l ijzer en 80 mg/l sulfaat. Tijdens ferrosulfaat dosering wordt in het koelwater de ijzerconcentratie verhoogd tot maximaal 1,5 mg/l. In de praktijk zet een belangrijk deel van het ijzer zich af als ferrihydroxyde op de wanden van het koelwatersysteem. De etmaalgemiddelde ijzertoe name in het koelwater is minder dan 0,04 mg/l. De sulfaatconcentratie in het koelwater wordt maximaal verhoogd met 1,7 mg/l (= circa 2%) en gemiddeld met 0,07 mg/l.

Ferrosulfaat wordt gedoseerd om corrosie van condensorpijpen te voorkomen. Ernstige corrosie van condensorpijpen kan een kopertoe name geven in het geloosde koelwater van 5 $\mu\text{g/l}$. Bij gebruik van Noordzeekanaalwater als koelwater zou dit ongeveer een verdubbeling van de koperconcentratie geven. Met ferrosulfaatdosering ligt de kopertoe name in het geloosde koelwater beneden de detectiegrens, dat wil zeggen beneden 1 $\mu\text{g/l}$.

6.2.3 Afvalwater neutralisatiekelder

Het bij het regenereren vrijkomende afvalwater zal vanuit de neutralisatiekelder worden geloosd in het koelwaterafvoerkanaal. Het aantal regeneraties zal ongeveer 50 maal per jaar bedragen. Er zal per regeneratie circa 200 m³ spoelwater worden gebruikt, waarin circa 500 kg chemicaliën (NH_4Cl , NaCl) zijn opgenomen. De verhouding tussen de verschillende stoffen kan per regeneratiecyclus verschillen. Gezien de te bereiken verdunning in het koelwaterafvoerkanaal, kan het spoelwater zonder nadelige gevolgen rechtstreeks geloosd worden.

Gemiddeld over het jaar zijn de toenames van Cl^- , Na^+ en NH_4^+ in het Noordzeekanaal ten gevolge van deze lozing in de grootte-orde van $\mu\text{g/l}$. Als het spoelwater 2 x per week in de koelwaterstroom wordt geloosd in een periode van 2 uur ($50 \text{ m}^3/\text{h}$) is de chloridetoename in de koelwaterstroom minder dan $0,5 \text{ mg/l}$ en dus te verwaarlozen ten opzichte van de achtergrondconcentratie. De ammoniumtoename is ongeveer $0,05 \text{ mg/l}$. In het Noordzeekanaalwater wordt de norm met betrekking tot de basiskwaliteit voor ammonium in ongeveer 30% van de tijd overschreden. De norm voor vrij ammoniak wordt in ongeveer 15% van de tijd overschreden. Door de temperatuurverhoging zal in het uitlaatgebied het ammonium-ammoniakevenwicht verschuiven in de richting van vrij ammoniak. Hierdoor zal de norm voor vrij ammoniak binnen de mengzone in ongeveer 38% van de tijd worden overschreden. Buiten de mengzone wordt de norm voor vrij ammoniak in 17% van de tijd overschreden, een toename van 2% in vergelijking met de situatie zonder koelwaterlozing. Door de extra ammoniumbijdrage uit het spoelwater wordt de kans op de overschrijding van de norm voor vrij ammoniak 40% in plaats van 38%. Buiten de mengzone neemt de kans op overschrijding van deze norm niet toe. De kans op overschrijding van de norm voor ammonium + ammoniak (1 mg/l) neemt niet toe door de lozing van $0,05 \text{ mg/l}$ extra ammoniak gedurende 200 uur per jaar.

6.2.4 Afvalwaterreiniging vuurhaard en luchtvoorwarmers

Bij de rookgaszijdige reinigingen van de vuurhaard en luchtvoorwarmers kunnen de afzettingen droog verwijderd worden (kloppen/borstelen van de pijpen of door gritstralen), of kunnen de afzettingen nat (krachtige waterstralen) worden verwijderd. Het afvalwater dat bij de laatste methode ontstaat is voor de eerste circa 200 m^3 spoelvloeistof verontreinigd met onder andere zware metalen.

Na de spoeling met circa 200 m^3 nemen de concentraties met verontreinigingen sterk af. De eerste circa 200 m^3 afvalwater kan ofwel geheel of gedeeltelijk worden behandeld ofwel in tanks opgevangen en naar een voor de behandeling daarvan bevoegde firma worden afgevoerd. Het overige benodigde spoelwater kan na controle op het oppervlaktewater worden geloosd. Dit water voldoet aan de normen voor de basiskwaliteit voor Nederlandse oppervlaktewateren (IMP-water '85-'89).

6.2.5 Afvalwater rookgasontzwaveling

Met betrekking tot de kwaliteit van het te lozen water uit de zuiveringsinstallaties kan het volgende gegarandeerd worden (tabel 6.2.3).

Tabel 6.2.3 Kwaliteit afvalwater zuiveringsinstallaties

	pH	6,5-8,5
	zwevend stof	< 20 mg/l
	chloridegehalte	35 g/l
Element	concentratie in µg/l	vracht in kg/a
Cd	10	2,4
Hg	10	2,4
As	50	12,0
Zn	200	48,0
Cr	200	48,0
Cu	50	12,0
Ni	200	48,0
Pb	100	24,0

Voor Sb, Se en Sn zijn geen garantiewaarden vastgesteld. Laboratoriumproeven gaven aan dat bij behandeling Se en Sn voor circa 50% verwijderd worden; Sb wordt vrijwel niet verwijderd. Op basis daarvan zouden de volgende verwachtingsconcentraties gelden: voor Sb, Se en Sn respectievelijk, 200, 250 en 100 µg/l; vrachten: 48, 60 en 24 kg/a.

De hoeveelheid afvalwater bedraagt maximaal 40 m³/h. De belasting van het milieu met zware metalen door de lozing van het effluent van de zuiveringsinstallaties zal nog verder geminimaliseerd worden, wanneer met de optimalisatie van de huidige grootschalige zuiveringsinstallaties (ondere andere bij Centrales Borssele, Maasvlakte en Amercentrale) goede resultaten geboekt worden. Hierbij zullen de resultaten van proefnemingen op semi-technische schaal met een ROI-afvalwaterbehandeling gebaseerd op het doseren van alkali, natrium-sulfide en poly-elektroliet bij de KEMA (KEMA, 1986) in grootschalige zuiveringsinstallaties worden toegepast. Mede op basis van de proefnemingen van de KEMA werden in overleg met Rijkswaterstaat en het RIZA de in tabel 6.2.4 genoemde streefwaarden voor de kwaliteit van het behandelde ROI-afvalwater vastgesteld.

Tabel 6.2.4 Streefwaarden kwaliteit afvalwater zuiveringsinstallatie ROI en de normen voor de basiskwaliteit (IMP-water), concentratie in $\mu\text{g/l}$

Element	Streefwaarde	Basiskwaliteit
Cd	1	2,5
Hg	1	0,5
As	20	50
Zn	50	200
Cr	15	50
Cu	10	50
Ni	15	50
Pb	50	50

De beïnvloeding van het oppervlaktewater door de chloride- en sulfaatlozing met het afvalwater is gering gezien het brakke karakter van het Noordzeekanaal. Zo zal bij het maximale chloridegehalte in de kolen van 0,2% en het jaargemiddelde debiet van het Noordzeekanaal van $100 \text{ m}^3/\text{s}$ het chloridegehalte in het Noordzeekanaal toenemen met 1 mg/l (achtergrondconcentratie ter hoogte van de Jan van Riebeeckhaven in de bovenlaag $1200\text{--}2500 \text{ mg/l}$).

Via het ROI-afvalwater wordt, uitgaande van het gemiddelde fluoridegehalte van 100 mg/kg in de kolen en met de veronderstelling dat geen fluoride met de gipsstroom wordt afgevoerd, in de Jan van Riebeeckhaven $3,0 \text{ gF/s}$ geloosd in een koelwaterstroom van $56 \text{ m}^3/\text{s}$. De fluorconcentratie in het als koelwater gebruikte water wordt hierdoor verhoogd van 0,2 tot $0,25 \text{ mg/l}$. Het gemiddelde langsstroomdebiet in het Noordzeekanaal ten hoogte van de Jan van Riebeeckhaven is $100 \text{ m}^3/\text{s}$. Na menging is de gemiddelde toename van het fluorgehalte in het Noordzeekanaalwater $0,03 \text{ mg/l}$. Bij zeer lage afvoer ($40 \text{ m}^3/\text{s}$) is deze toename $0,075 \text{ mg/l}$.

De basiskwaliteitsdoelstelling van de Nederlandse overheid is 1 mg F/l . Deze wordt door de fluoridelozing via het ROI-afvalwater niet overschreden. De maximum fluoridegehalten in de Rijn zijn sinds 1976 niet boven $0,4 \text{ mg/l}$ gekomen. Als dit ook de maximum concentratie is in het Noordzeekanaal, blijft de fluorideconcentratie in het Noordzeekanaal ook onder deze omstandigheden onder de 1 mg/l . Voor gevoelige waterdieren ligt de toxiciteitsgrens van NaF bij 46 mg/l en voor vissen bij 100 mg/l .

Bij toepassing van het alternatief (zie hoofdstuk 3), waarbij geen afvalwaterlozing plaatsvindt, zal geen belasting van het aquatisch milieu optreden, aangezien dan geen afvalwaterstroom ontstaat. Wel ontstaat dan een indampresidu, circa 2800 t/a, voornamelijk bestaande uit zouten, verontreinigd met zware metalen. Bij selectieve katalytische reductie voor beperking van NO_x -uitworp slijpt ammoniak door, dat wordt opgevangen in de ROI. Hierdoor wordt het ROI-afvalwater verrijkt met ammoniumzouten en/of ammoniumhydroxyde. Na zuivering van het ROI-afvalwater zal het effluent nog 1 tot 10 mg/l NH_4 bevatten. Per uur wordt 40 m³/s effluent geloosd in de koelwaterstroom. De totale koelwaterstroom bedraagt 56 m³/s, maar als alleen in de koelwaterstroom van E8 wordt geloosd, (31 m³/s) wordt het effluent 2790 maal verdund. De concentratie van 1 tot 10 mg/l NH_4 wordt daarmee verdund in de koelwaterstroom tot 0,36 à 3,6 µg/l. Dit is een toename van minder dan 1% ten opzichte van de achtergrondconcentratie.

6.2.6 Schrob- en spoelwater

Het geen kolenstof bevattende schrob- en spoelwater zal via lensputten en olieafscidders geloosd worden in het koelwaterafvoerkanaal. De vaste deeltjes zullen in de lensputten of olie-afscidders bezinken. De concentraties verontreinigingen in dit schrob- en spoelwater zullen naar verwachting laag zijn en ruimschoots voldoen aan de normen van het IMP-water '85-'89.

Het schrob- en spoelwater, dat wel kolenstof kan bevatten (zogenaamd ketelhuishwater) zal naar een bezinkput gevoerd worden. Na bemonstering zal bepaald worden of directe lozing mogelijk is. Indien dit niet het geval is, zal dit schrob- en spoelwater behandeld worden in de afvalwaterbehandelingsinstallatie van de ROI.

6.2.7 Beïnvloeding van de waterkwaliteit door depositie van luchtverontreinigende stoffen

In hoofdstuk 6.7 worden de gevolgen van depositie van luchtverontreinigende componenten en van zure depositie op het terreestisch ecosysteem behandeld. Depositie van deze stoffen vindt ook plaats op het wateroppervlak.

De te verwachten depositie ten gevolge van E8 van de Centrale Hemweg is voor de verschillende componenten in hoofdstuk 6.3 opgegeven. Het punt met de hoogste depositie ten gevolge van E8 ligt in Waterland, in het Ilperveld. Zoals reeds in paragraaf 5.4.4 werd aangegeven hebben de wateren in het beschouwde gebied een gemiddelde tot hoge alkaliniteit waardoor zure depositie, ook gerekend over een lange periode, geen verandering in de zuurgraad zal veroorzaken. Omdat het water bovendien een beperkte verblijftijd heeft door afvoer van kwel- en regenwater vindt geen accumulatie plaats van op het wateroppervlak gedeponeerde stoffen. Als de in paragraaf 6.3 in mol/ha.a opgegeven deposities ten gevolge van E8 worden omgerekend naar mg/l.a, in een waterlaag van 1 m dikte, is de toevoer van enkele componenten als volgt:

SO ₂	0,13 mg/l.a
NO _x	0,13 mg/l.a
Cl	24 µg/l.a
F	7 µg/l.a
Al	3 µg/l.a

Van de andere componenten is de toename in ng/l.a.

Kolenstof zal alleen worden gedeponeerd in de directe omgeving van de centrale binnen een afstand van circa 1500 m. Oppervlaktewateren binnen deze afstand van de centrale zijn een deel van het Noordzeekanaal en enige aangrenzende havens. Ook hier is de verblijftijd van het water te kort om invloed te verwachten van een depositie van kolenstof van circa 1 g/m².maand.

6.2.8 Waterhuishouding kolen- en vliegasopslag

Kolenopslag

Het afloopwater van de kolenopslag zal in een bezinkput worden verzameld. Indien een overschot ontstaan is, zal dit weer over de kolen versproeid worden. Daar over het jaar gemiddeld slechts een gering overschot ontstaat (neerslag minus verdamping) en daarnaast de kolen enig extra vocht op kunnen nemen, zal in de meeste jaren geen water geloosd behoeven te worden. Indien in extreem natte jaren een wateroverschot ontstaat, zal dit bemonsterd worden en indien lozing niet acceptabel geacht wordt, zal het water in de afvalwaterbehandelingsinstallatie van de ROI gezuiverd worden. De grootste hoeveelheden waaraan hier gedacht behoeft te worden zijn circa 1000 m³/a. De jaarlijkse afvalwaterhoeveelheid wordt hierdoor met slechts 0,5% verhoogd.

Vliegasopslag

Ook van de vliegasopslag zal het hemelwater, dat niet door de vliegas geabsorbeerd wordt, in bezinkputten verzameld worden. Het water afkomstig van compartimenten waarin niet afgedekte vliegas ligt, zal apart verzameld worden. Dit zal maximaal de halve vliegasopslag betreffen. Het hemelwater, dat afkomstig is van lege of afgedekte compartimenten, zal, na bemonstering, rechtstreeks geloosd worden. Het overige water zal in eerste instantie voor besproeiing gebruikt worden. In de meeste jaren zal geen wateroverschot ontstaan. In extreem natte jaren kan een overschot in de grootte-orde van 2500 m³ ontstaan. Ook dit water zal indien rechtstreekse lozing niet acceptabel geacht wordt in de afvalwaterbehandelingsinstallatie behandeld worden. De jaarlijkse afvalwaterhoeveelheid wordt hiermee met circa 1% verhoogd.

6.2.9. Afvalwater KV-STEG

Een KV-STEG van 600 MW (el.) levert circa 170 m³/h afvalwater, ruim 4 maal zoveel als van een ROI.

In tabel 3.2.14 in hoofdstuk 3 zijn de verwachte gemiddelde concentraties opgegeven van verontreinigingen in het behandelde afvalwater. De concentraties zware metalen in het behandelde afvalwater komen overeen met de streefwaarden voor ROI-afvalwater. De chloride- en sulfaatconcentraties in het behandelde afvalwater wijken weinig af van die in het (brakke) Noordzeekanaalwater.

Als het behandelde afvalwater van een KV-STEG wordt geloosd in de koelwaterstroom, vindt een verdunning plaats van ongeveer 600 maal. Na een dergelijke verdunning zijn de concentraties ammoniak, cyanide, thiocynaat en fluor zo laag dat geen gevaar bestaat voor het ecosysteem in het Noordzeekanaal. Thiocynaat is goed afbreekbaar. Het wordt geoxydeerd door de bacteriën Thiobacillus en de bacteriën Pseudomonas (Callely, 1977). Ook cyanide wordt in oppervlaktewater snel afgebroken (Windholz, 1976).

6.2.10 Calamiteiten ten aanzien van oppervlaktewater

Bij calamiteiten in de stoomwaterkringloop wordt de centrale afgeschakeld. Dit leidt niet tot een toename van de via het koelwater te lozen warmte. Deze calamiteiten hebben dan ook geen invloed op het ecosysteem in het koelwaterontvangende water. Storingen in de afvalwaterbehandelingsinstallatie zouden een kortdurende verhoging van de zware metaalconcentraties in het te lozen water tot gevolg kunnen hebben.

Daar dit binnen 24h zal worden bemerkt en gecorrigeerd, zal dit geen merkbare invloed op het ecosysteem in het ontvangende water geven. Daar alle tanks of flessen met een gevaarlijke vloeibare inhoud boven vloeistofdichte opvangputten zijn geplaatst, kan bij lekkage van een dergelijke tank of fles geen oppervlaktewaterverontreiniging plaatsvinden.

6.3 Bodemverontreiniging

6.3.1 Depositie van luchtverontreinigende stoffen ten gevolge van de Centrale Hemweg, op basis van de verwachtingswaarden

6.3.1.1 Droge depositie

De droge depositie is berekend voor de plaats van de maximale jaargemiddelde immissieconcentraties ten gevolge van de emissie van de gehele centrale. Dit houdt in dat maximale depositiewaarden zijn berekend. Hierbij is aangenomen dat van het geëmitteerde NO maximaal 50% is omgezet tot NO₂. Uitgangspunten bij de berekeningen zijn de maximale immissieconcentraties ten gevolge van de voorgenomen activiteit en de alternatieven zoals vermeld in de tabellen 6.1.6, 6.1.15, 6.1.16 en 6.1.21 en de depositiesnelheden zoals gegeven in tabel 5.5.4 voor SO₂, NO en NO₂. De depositiesnelheden voor andere gasvormige componenten en aerosolen zijn vermeld in tabel 6.3.1. Bij de depositiesnelheden van de aerosolen is rekening gehouden met verschillende deeltjesgrootteverdelingen die representatief zijn voor een bepaalde groep van elementen (PEO, 1986c).

In tabel 6.3.2 zijn de maximale droge deposities van de gasvormige componenten gegeven. De maximale droge deposities van de aerosolcomponenten zijn vermeld in tabel 6.3.3, waarbij de componenten zijn verdeeld in klassen van depositiehoeveelheden. Deze waarden gelden zowel voor de voorgenomen activiteit als voor het alternatief met verdergaande NO_x-emissiebeperking bij E8.

Tabel 6.3.1 Depositatiesnelheden van aerosolen en gasvormige componenten (PEO, 1986c)

Element	Depositie snelheid (cm/s)
aerosolen:	
B, Be, Br, Cu, Pb, V, Zn, As, Sb, Ni, Cd, Se, Mo, Hg	0,22
Al, Ba, Cr, Mn, Cl	0,35
Sr, Ti, Fe, Co	0,45
gassen:	
B, Hg, Se	1
Br, Cl, F, I	2

Tabel 6.3.2 Maximale droge depositie van gasvormige componenten ten gevolge van de emissie van de Centrale Hemweg

Component	Depositie (mol/ha per jaar)		
	(1)	(2)	(3)
SO ₂	18	18	9
NO ₂	12	7	7
NO	5	3	3
B	0,2	0,2	n.a.
Br	0,06	0,06	n.a.
Cl	3	3	n.a.
F	1,5	1,5	n.a.
Hg	0,0005	0,0005	n.a.
I	0,004	0,004	n.a.
Se	0,002	0,002	n.a.

- 1 voorgenomen activiteit
 2 alternatief verdergaande NO_x-emissiebeperking
 3 alternatief KV-STEG
 4 n.a. = niet aantoonbaar

Tabel 6.3.3 Maximale droge depositie van aerosolcomponenten ten gevolge van de emissie van de Centrale Hemweg

Component	Depositie (mmol/ha per jaar)
Hg	< 0,001
Cd	0,001-0,01
As, Br, Cl, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, Se, Be, Mo	0,01-0,1
B, Ba, Mn, Sr, V, Zn	0,1-1
Ti	14
Fe	38
Al	160

Uit de waarden van de droge depositie van SO₂, NO₂, NO, Cl en F is de droge zure depositie berekend. De maximale droge zure depositie bedraagt voor de voorgenomen activiteit 58 mol/ha per jaar (mol H⁺), voor het alternatief met verdergaande NO_x-emissiebeperking bij E8 50 mol/ha per jaar (mol H⁺) en voor het alternatief met KV-STEG 28 mol/ha per jaar (mol H⁺).

6.3.1.2 Natte depositie

Door ECN (Janssen, 1987) zijn modelberekeningen uitgevoerd ter bepaling van de natte depositie rondom een met kolen gestookte centrale van 600 MW (el.) met rookgasontzwaving. De resultaten van de gasvormige componenten SO₂, Cl en F zijn vermeld in tabel 6.3.4. In deze tabel zijn gemiddelde waarden van de natte depositie gegeven voor een gebied met een straal van 20 km, voor de sector van 15-45 graden met stralen van 10 en 20 km en voor de sector van 45-75 graden met een straal van 20 km. De onzekerheid in de modeluitkomsten worden geschat op een factor 3 (Janssen, 1987).

Tabel 6.3.4 Gemiddelde waarden van de natte depositie rondom een met kolen gestookte eenheid (600 MW (el.)) met ROI

Component	Depositie (mol/ha per jaar)			
	0-360°	sector 15-45°	sector 45-75°	
	R=20 km	R=10 km	R=20 km	R= 20 km
SO ₂	0,4	1,8	1,4	1,0
Cl	0,6	4,0	1,8	1,7
F	0,4	2,3	1,0	1,0

Resultaten van modelberekeningen van natte depositie laten een ander patroon zien dan die van droge depositie. De lokale verschillen zijn bij de natte depositie veel groter dan bij de droge depositie, zodat het weinig zinvol is de depositie in de plaats van het maximum te vermelden, te meer omdat het maximum per component kan verschillen.

Het optreden van de plaats van het maximum is onder andere afhankelijk van de grootte van de regendruppel, van de regenintensiteit, van de windsnelheid en van de windrichting. Daarom is er voor gekozen om de gemiddelde depositie per windrichtingsector te berekenen. In de volgende tabellen zijn alleen de depositiewaarden vermeld van de 30 graden sector met de hoogste depositie, namelijk van de sector van 15-45 graden met een straal van 10 km.

Gebaseerd op de emissiegegevens van E8, zoals vermeld in de tabellen 6.1.4, 6.1.11 en 6.1.13 zijn de waarden van de "maximale" natte depositie voor gasvormige componenten vermeld in tabel 6.3.5 en voor aerosolcomponenten in tabel 6.3.6.

Tabel 6.3.5 Maximale natte depositie van gasvormige componenten ten gevolge van de emissie van E8

Component	Depositie (mol/ha per jaar)
SO ₂	1,8
B	0,4
Br	0,4
Cl	4,0
F	2,3
Hg	0,0006
I	0,004
Se	0,007

Tabel 6.3.6 Maximale natte depositie van aerosolcomponenten ten gevolge van de emissie van E8 van de Centrale Hemweg

Component	Depositie (mmol/ha per jaar)
Hg	< 0,01
Br, Cd, Sb	0,01-0,1
As, Co, Cr, Mo, Pb, Se, Cu, Cl	0,1 -1,0
B, Ba, Be, Mn, Ni, Sr, V	1-10
Ti	30
Zn	43
Fe	230
Al	1200

Uit de waarden voor de natte depositie van SO₂, Cl en F is de natte zure depositie ten gevolge van de Centrale Hemweg berekend. De maximale natte zure depositie bedraagt van E8 10 mol/ha per jaar (mol H⁺).

Voor E7 bedraagt de natte depositie van SO₂ maximaal 0,1 mol/ha.a en de natte zure depositie maximaal 0,2 mol H⁺/ha.a.

Bij het alternatief met KV-STEG bedraagt de natte depositie van SO₂ 0,9 mol/ha per jaar en de natte zure depositie 1,8 mol/ha per jaar (mol H⁺).

6.3.1.3 Totale depositie

De totale zure depositie ten gevolge van de emissie van de Centrale Hemweg bedraagt voor de voorgenomen activiteit maximaal 68 mol/ha per jaar (mol H⁺) en voor het alternatief met verdergaande NO_x-emissiebeperking bij E8 maximaal 60 mol/ha per jaar (mol H⁺).

Voor het alternatief met KV-STEG is de totale zure depositie maximaal 30 mol/ha per jaar (mol H⁺); hier spelen alleen SO₂ en NO_x een rol.

De verdere bespreking van verzuring vindt plaats in paragraaf 6.7.4.

6.3.2 Bodemverontreiniging en depositie van stof in verband met de kolenopslag

Bij langdurige blootstelling aan regenval zal afloopwater van de kolenopslag ontstaan. Aangezien de kolen een relatief groot waterabsorberend vermogen hebben zal pas bij een kolenopslag waarin de kolen langer dan een aantal jaren zijn opgeslagen percolatiewater ontstaan. Dit blijkt ook uit onderzoeken van de Heidemij (zie hieronder). De kolen, welke ten behoeve van de E8 zullen worden opgeslagen, zullen niet zolang zijn opgeslagen dat percolatiewater kan ontstaan.

Het afloopwater afkomstig van de kolenopslag kan in principe zware metalen, die afkomstig zijn uit de kolen, bevatten. Daar in het algemeen het zwavelpercentage en daarmee het sulfaatgehalte van de kolen relatief laag is, zullen de concentraties naar verwachting laag zijn. Het afloopwater van de kolenopslag verzamelt zich aan de voet van de opslag, verdampt gedeeltelijk en de rest wordt opgevangen in een goot/greppelsysteem van waaruit het water weer wordt verspreid over de kolenopslag. De noodzaak voor extra preventieve maatregelen blijkt niet uit een door de Heidemij (Heidemij, 1986) uitgevoerd onderzoek naar de kwaliteit en kwantiteit van percolerend en afstromend water van kolenopslagplaatsen bij de centrales te Nijmegen en Geertruidenberg. De resultaten van dit onderzoek geven aan dat de gemeten verontreinigingen in het afloopwater laag zijn. Met uitzondering van sulfaat zijn de gemeten concentraties aan verontreinigingen alle lager dan de normen genoemd in het IMP-water en de A-waarden voor grondwater. De A-waarden voor de bodem zullen nauwelijks bereikt worden, zeker gezien de geringe hoeveelheden van dit water. Aanvullend praktijkonderzoek bij de kolenmenvelden van de centrale Maasvlakte zal de conclusie dat extra preventieve maatregelen ter voorkoming van bodemverontreiniging niet nodig zijn, moeten bevestigen.

De kolen op het terrein van de Centrale Hemweg zullen worden opgeslagen op het terreingedeelte waar in het verleden ook de kolen voor de nu afgebroken koleneenheden 1 tot en met 4 werden opgeslagen. Of achteruitgang van de gebruikswaarde van de grond ten gevolge van de opslag van kolen voor E8 op het terrein van de Centrale Hemweg zal optreden is niet bekend. Er vindt onderzoek plaats naar de huidige kwaliteit van de bodem op het terrein van de Centrale Hemweg (zie hoofdstuk 8).

Indien bij toepassing van het alternatief kolen in silo's zouden worden opgeslagen, zal geen bodemverontreiniging optreden. Wel kan zich onderin de kolensilo's enig water verzamelen als gevolg van kolen met een hoog vochtgehalte. Dit water zal gecontroleerd worden gespuid en eventueel (afhankelijk van de aanwezige concentraties verontreinigingen) gereinigd in een afvalwaterbehandelingsinstallatie alvorens te worden geloosd.

Met de ter bestrijding van stofverspreiding genomen maatregelen (onder andere bevochtiging minimaal 6-8%; overdekte transportbanden) zal ten gevolge van de kolenop- en overslag geen of minimale stofverspreiding ontstaan.

In het kader van het Nationaal Onderzoekprogramma Kolen is met name door TNO onderzoek verricht naar de milieu-aspecten van opwaaiend stof bij op- en overslag van steenkool. Uit dit onderzoek komt naar voren dat een op bevochtiging gebaseerd stofbestrijdingsconcept, wat betreft de stofemissiereductie, in principe als doelmatig is te beschouwen. Ten aanzien van een ongecontroleerde stofemissie bij een kolenopslag vindt door bevochtiging een emissiereductie van circa 95% plaats.

Uit het onderzoek van TNO blijkt ook dat hinder ten gevolge van kolenstof beperkt is tot een afstand van maximaal 1500 m van de kolenopslag en dat geen nadelige gezondheidseffecten optreden. De hinder kan met name bestaan uit stofdeeltjes die neerslaan op vensterbanken, ramen, vitrages, wasgoed en auto's. De kans op eventuele hinder wordt in het onderzoek het grootst geacht op circa 500 m afstand van de opslag. Buiten deze zone zal volgens het onderzoek hinder nauwelijks optreden, zeker als sprake is van een open vlakte tussen woningen en de opslag.

Zoals uit hoofdstuk 5 naar voren komt, zijn de dichtsbijzijnde woongebieden op circa 2 km van het Centrale Hemwegterrein gesitueerd. In het gebied binnen een straal van 2 km bevinden zich uitsluitend haven- en industrie-activiteiten en enige dienswoningen, zodat van eventuele stofoverlast ten gevolge van de kolenop- en overslag voor woongebieden geen sprake zal zijn. Ook voor het in de toekomst te ontwikkelen woongebied Teleport wordt geen stofoverlast verwacht.

De depositie van kolenstof zal op 2 km afstand van de Centrale Hemweg minder zijn dan 1 g/m^2 per maand.

Wanneer het alternatief met kolen in silo's wordt toegepast zal omdat sprake is van een vrijwel gesloten opslag (alleen enkele ventilatiegaten) nagenoeg geen stofverspreiding of overlast daarvan plaatsvinden.

6.3.3 Bodemverontreiniging en depositie van stof ten gevolge van de opslag van vliegias

Bodemverontreiniging bij de open vliegiasopslag zal door de maatregelen die dienaangaande zullen worden getroffen (onder andere een waterondoorlatende bodem) niet voorkomen. Eventuele stofoverlast door de open vliegiasopslag wordt bestreden door de vliegias op een vochtgehalte van minstens 10% te houden en door rekening te houden met de maatregelen zoals genoemd in het Handboek Modelvoorschriften (SML 1986), waarin vliegias is ingedeeld in klasse S2. Hindert voor woongebieden ten gevolge van eventuele stofverspreiding zal dientengevolge minimaal zijn, gezien ook het gegeven dat de vliegiasopslag is gesitueerd in een industriegebied en op grotere afstand van aaneengesloten woonbebouwing. De depositie van stof aldaar zal niet groter zijn dan 1 g/m^2 per maand.

Wanneer het alternatief met vliegiasopslag in silo's wordt toegepast, zal geen bodemverontreiniging en stofverspreiding of overlast daarvan kunnen optreden.

6.4 Geluid

6.4.1 Inleiding

Voor de situatie na inbedrijfstelling van E8 is, naast de bepaling van geluidcontouren, ook de geluidbijdrage beschouwd in een aantal posities in de omgeving van de Centrale Hemweg, gesitueerd nabij de dichtstbij gelegen geluidgevoelige bestemmingen. De posities zijn weergegeven in figuur 6.4.1.

Bij de opzet van E8 is in eerste instantie uitgegaan van toepassing van akoestische maatregelen welke voldoen aan de kwalificatie "Best Practicable Means" (B.P.M.). Daar waar akoestisch relevant, teneinde bij de voornoemde geluidgevoelige bestemmingen een geluidbijdrage ten gevolge van de toekomstige situatie van ten hoogste circa 45 dB(A)-etmaalwaarde te realiseren, is uitgegaan van verdergaande maatregelen.

Hierbij is gekomen tot een situatie na inbedrijfstelling van E8, aangeduid als variant A, waarbij met betrekking tot de nieuw te plaatsen installaties betreffende de E8 alsmede het kolenpark, de akoestische maatregelen deels gekwalificeerd kunnen worden als "Best Practicable Means" (B.P.M.), deels als verdergaand kunnen worden beschouwd.

Tevens is een toekomstsituatie beschouwd, aangeduid als variant B, waarbij middels verdergaande maatregelen getracht is de geluidbijdrage ten opzichte van de actuele situatie niet te verhogen. Hierbij is gekomen tot een situatie waarbij voor de akoestische maatregelen met betrekking tot E8 alsmede het kolenpark de kwalificatie "Best Technical Means" (B.T.M.) goeddeels wordt benaderd.

Tenslotte wordt ook de geluidbijdrage van een eventuele koeltoren bij de Centrale Hemweg behandeld.

Er is rekening gehouden met de wettelijke regelingen ten aanzien van het geluidniveau op de arbeidsplaats. Het equivalent geluidniveau op de arbeidsplaats mag niet hoger zijn dan 85 dB(A) tenzij zulks redelijkerwijs niet geveerd kan worden.

6.4.2 Variant A (voorgenomen activiteit)

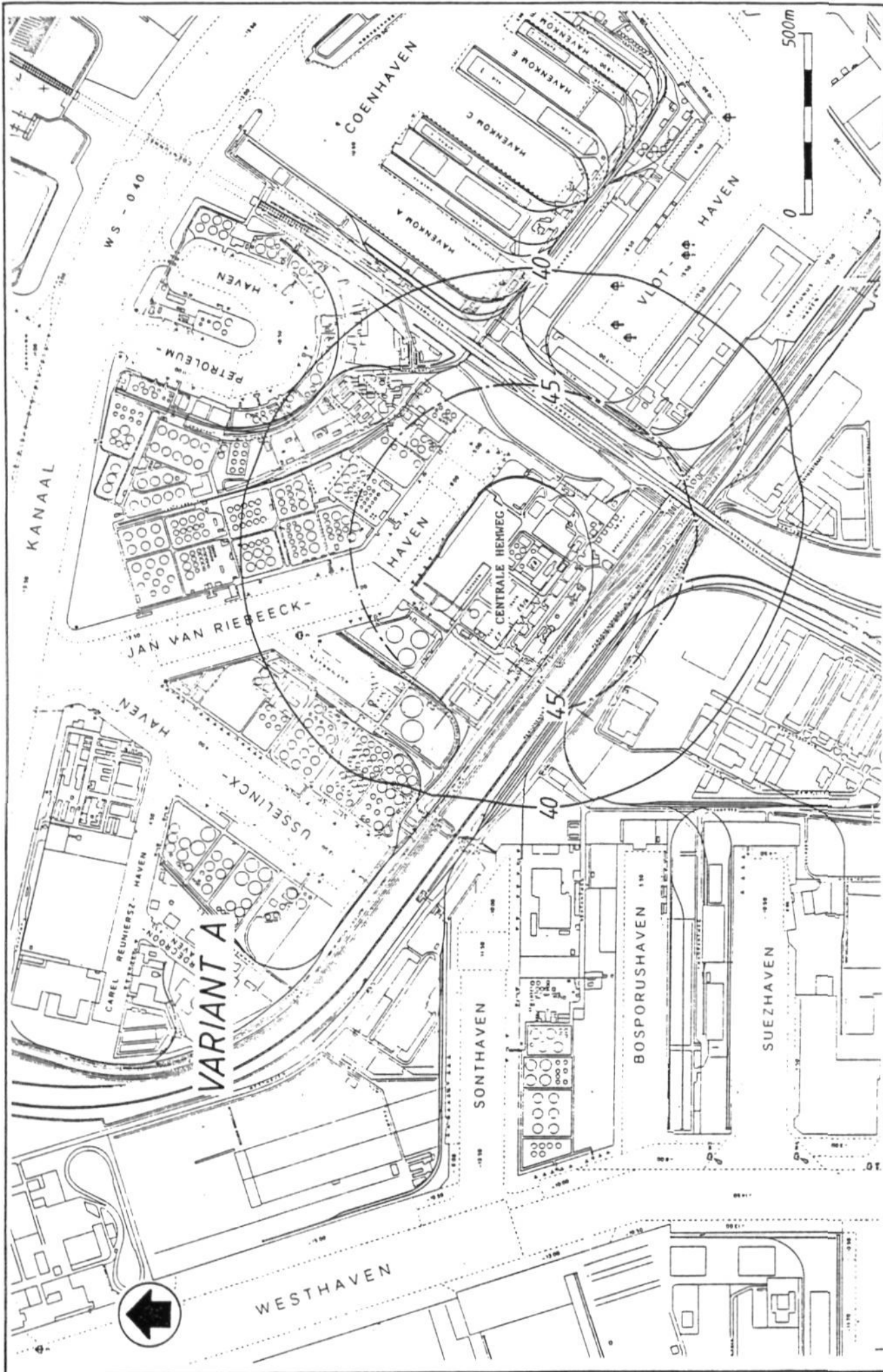
Bij de te berekenen geluidbelasting wordt uitgegaan van de in hoofdstuk 3 beschreven voorzieningen en de in onderstaande tabel aangegeven geluidniveaus.

Tabel 6.4.1 Geluidvermogens c.q. immissierelevante bronsterkten E8 en kolenpark, Variant A

installatie/gebouw	grootheid	dB(A)
machinezaal (inclusief machine-transformator)	L_w	ca. 104
ketelhuis (inclusief aanzuigverbrandingslucht)	L_w	ca. 104
buiteninstallaties (inclusief ROI)	L_{wr}	ca. 107
schoorsteentop	L_{wr}	ca. 105
kolenpark*		
- kolentransport van Westhaven naar kolenpark	L_w	ca. 115
- transportbanden kolenopslagveld en toevoer ketelhuis	L_w	ca. 116
- opwerper/afgravers	L_w	ca. 111
totaal kolenpark	L_w	ca. 119

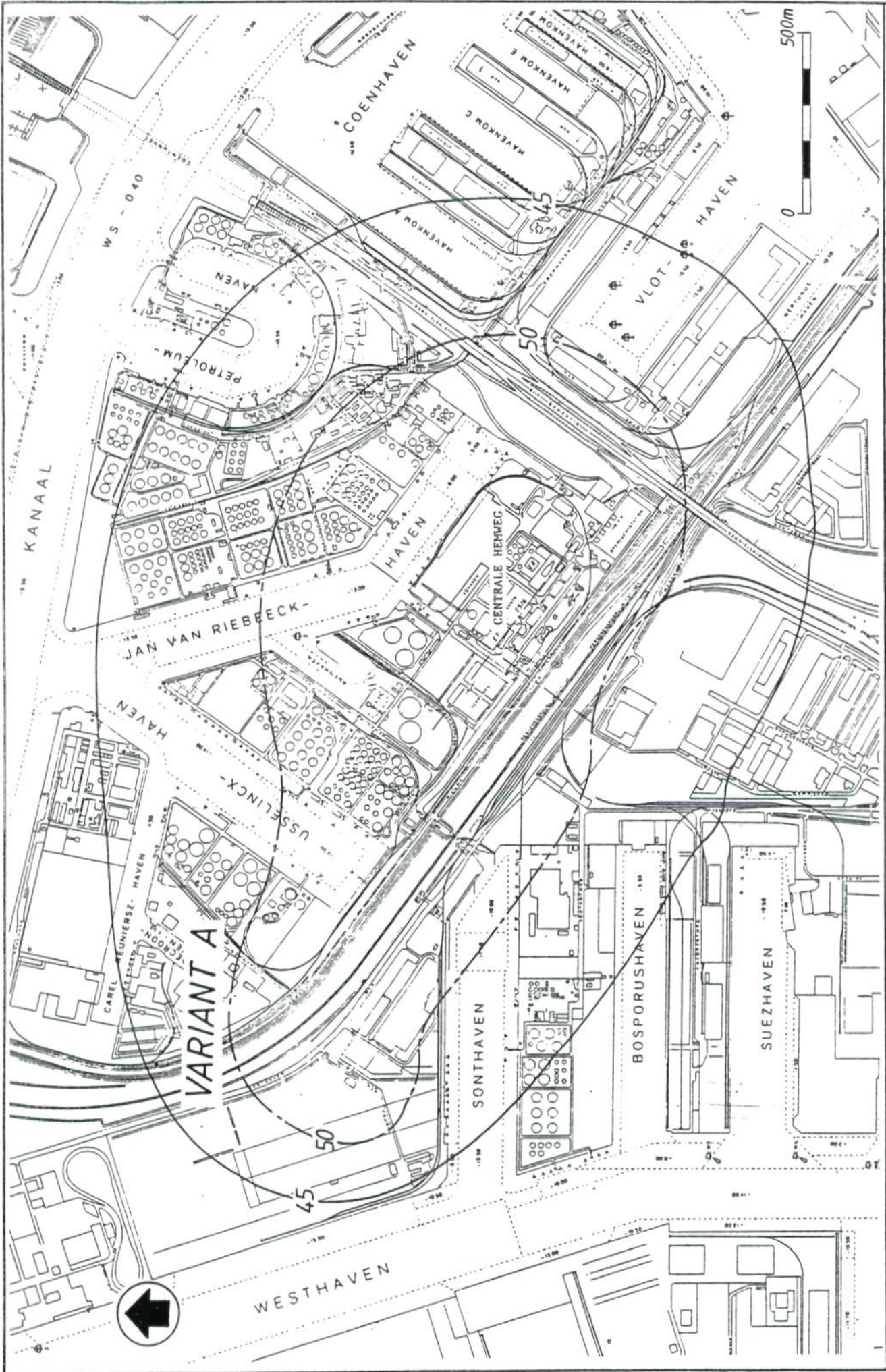
*alleen gedurende de dag- en avondperiode in bedrijf

Figuur 6.4.2 geeft de L_{Aeq} -contour van E8 exclusief kolenpark, figuur 6.4.3 geeft de L_{Aeq} -contour van E8 inclusief kolenpark. In de figuren 6.4.4 tot en met 6.4.6 zijn de geluidcontouren opgenomen van de situatie met E7 (inclusief voorgeschakelde gasturbine), E8 (inclusief het kolenpark) en het 150 kV-openluchtstation. Figuur 6.4.4 geeft de L_{Aeq} -contouren, inclusief het kolenpark. Deze situatie is representatief voor de dag- en avondperiode (07h00 tot 19h00 respectievelijk 19h00 tot 23h00). Figuur 6.4.5 geeft de L_{Aeq} -contouren, exclusief kolenpark, welke situatie representatief is voor de nachtperiode (23h00 tot 07h00). Figuur 6.4.6 geeft de geluidbelastingcontouren in dB(A)-etmaalwaarde.



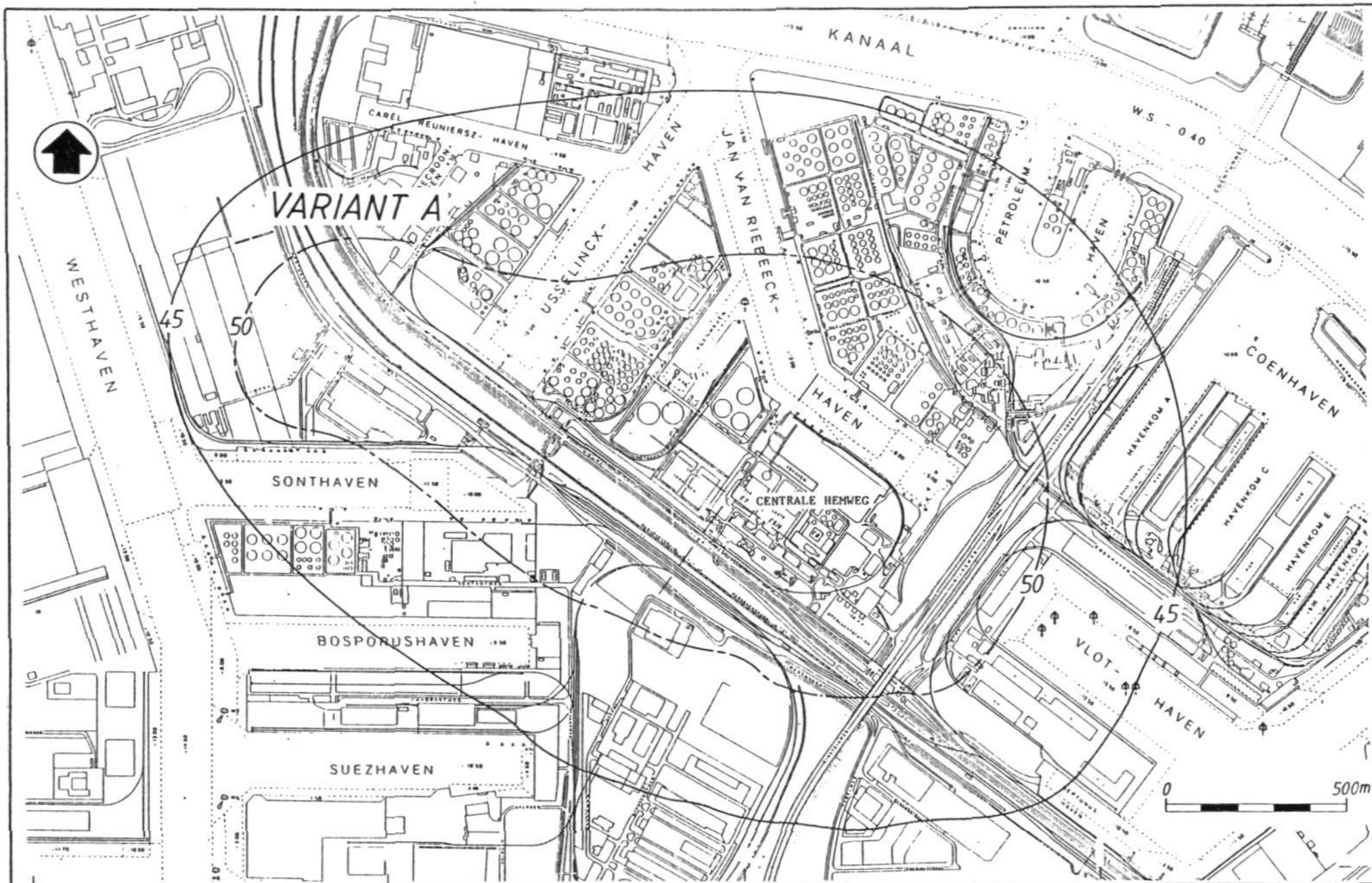
ADVIESBUREAU PEUTZ & ASSOCIATES B.V.
 ACOESTIEK — LAWAIERHEERING — BOUWFYSICA

rapport nr FA1386-1
 figuur nr 6.4.2.
 40 en 45 dB(A) L_{Aeq} -contouren, Eenheid 8 (excl. kolenpark)



ADVIESBUREAU PEUTZ & ASSOCIATES B.V.
AKOESTIEK — LAWAAI-BEHERING — BOUWFYSICA

rapport nr FA1386-1 45 en 50 dB(A) L_{Aeq} -contouren, Eenheid 8 incl. kolenpark.
figuur nr 6.4.3.

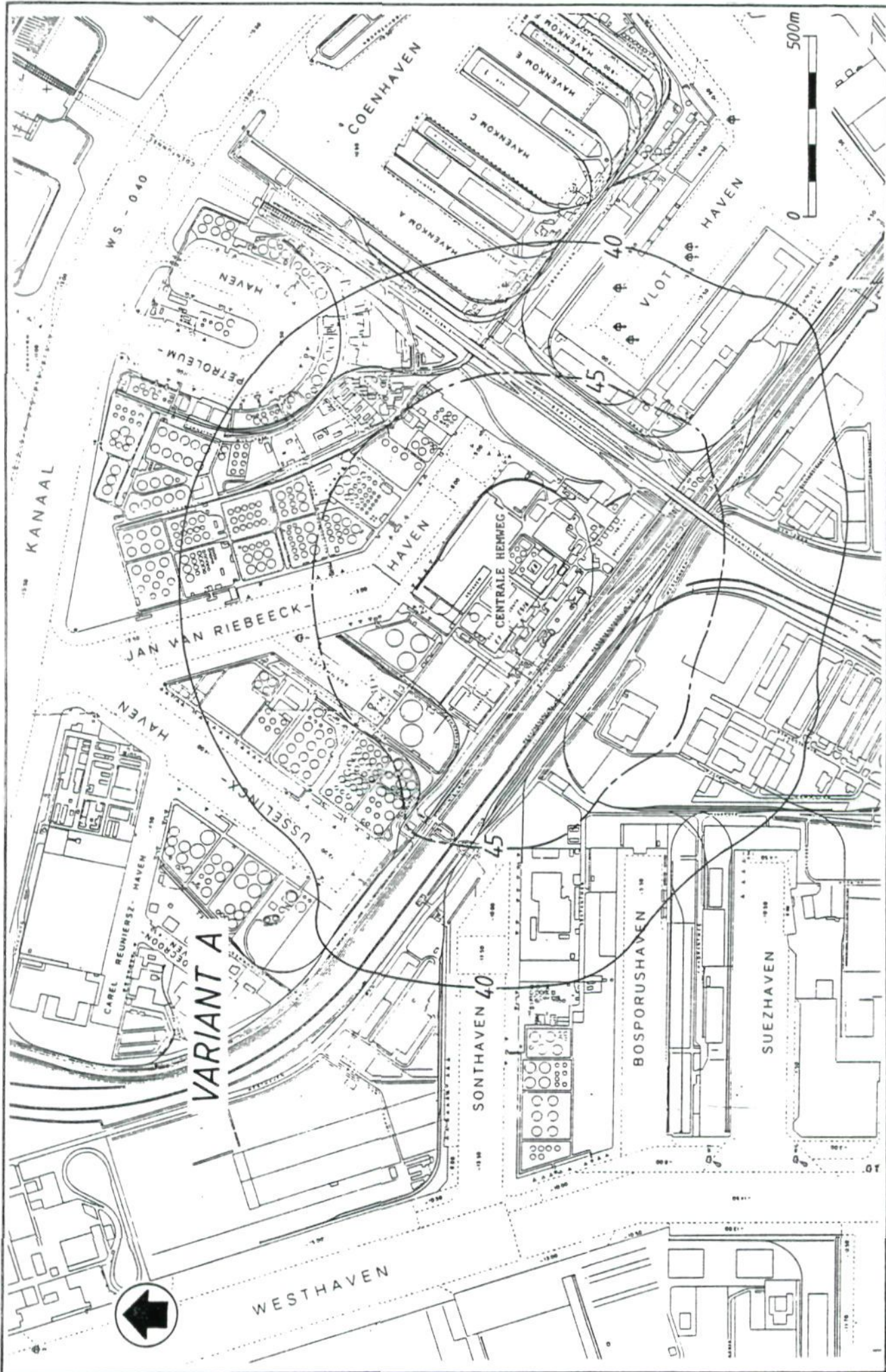


- 6.69 -

rapport nr. FA 1386-I 45 en 50 dB(A) L_{Aeq} -contouren, toekomstige situatie,
figuur nr. 6.4.4. dag- en avondperiode. (Eenheden 7 en 8, incl. kolenpark,
en 150 kV-openluchtstation).

ADVIESBUREAU PEUTZ & ASSOCIES B.V.
AKOESTIEK — LAWAAIREHEERSING — BOUWFYSICA





ADVIESBUREAU PEUTZ & ASSOCIATES B.V.
 ACOESTIEK — LAWAAIBEHERRING — BOUWFYSICA

40 en 45 dB(A) L_{Aeq} -contouren, toekomstige situatie,
 nachtperiode. (Eenheden 7 en 8, excl. kolenpark, en
 150 kV-openluchtstation).

rapport nr FA1386-1
 figuur nr 6.4.5.



ADVIESBUREAU PEUTZ & ASSOCIATES B.V.
 ARKOSTIEK — LAWAAIRBEHEERSING — BOUWFYSICA

50 en 55 dB(A)-etmaalwaardecontouren, toekomstige situatie. (Eenheden 7 en 8, incl. kolenpark, en 150 kV-openluchtstation).

rapport nr FA1386-I
 figuur nr 6.4.6.

In de tabel 6.4.2 zijn de resultaten van de prognoseberekeningen ten aanzien van de E8 opgenomen.

Tabel 6.4.2 Overzicht rekenresultaten E8, variant A

positie (zie fig.6.4.1)	L _{Aeq} -niveau E8 excl. kolenpark (nacht)	E8 incl. kolenpark (dag en avond)	B _i in dB(A)- etmaalwaarde
1 (Hemkade)	30,3	40,8	46
2 (Havenstraat)	29,8	39,7	45
3 (Molenwijk)	28,0	36,1	41
4 (Spaarndammerdijk)	30,1	36,8	42
5 (Haarlemmerweg- Sloterdijk)	28,4	35,0	40
6 (Haarlemmerweg- Geuzenveld)	25,9	34,3	39

In tabel 6.4.3 zijn opgenomen de te verwachten geluidniveaus ten gevolge van de gehele Centrale Hemweg.

Tabel 6.4.3 Overzicht rekenresultaten Centrale Hemweg, variant A

positie (zie fig. 6.4.1)	E7 incl. gastur- bine	150kV- stat.	E8 excl. kolenp.	E8 incl. kolenp.	dag/ avond totaal	nacht totaal	B _i dB(A) etmaalw.
1	28,7	18,7	30,3	40,8	41,0	32,8	46
2	28,1	18,3	29,8	39,7	40,0	32,2	45
3	23,1	17,5	28,0	36,1	36,4	29,5	41
4	26,8	19,9	30,1	36,8	37,3	32,0	42
5	25,4	19,3	28,4	35,0	35,6	30,5	41
6	26,9	18,2	25,9	34,3	35,1	29,8	40

Uit tabel 6.4.3 blijkt dat binnen de meet- en rekennauwkeurigheid in de beschouwde posities 1 tot en met 6 ten gevolge van de totale Centrale Hemweg in de toekomstige situatie een geluidbelasting van circa 45 dB(A) etmaalwaarde gerealiseerd wordt bij toepassing van variant A met betrekking tot E8 en kolenpark.

Uit de rekenresultaten blijkt verder dat in noordelijke en westelijke richting, met name ten gevolge van de kolenopslag- en kolentransportinstallaties, de geluidemissie in de avondperiode bepalend is voor geluidbelasting in de omgeving ten gevolge van de toekomstige Centrale Hemweg. In de overige richtingen kunnen de avond- en nachtperiode als nagenoeg in gelijke mate bepalend voor de geluidbelasting worden aangemerkt.

Kortstondige verhogingen van het geluidniveau treden op ten gevolge van bijzondere activiteiten zoals:

- in- en uit bedrijf nemen van de eenheid
- afblazen van stoom via de stoomveiligheden.

Middels uitgebreide akoestische voorzieningen wordt de geluidemissie van bovenstaande activiteiten beperkt:

- in- en uit bedrijf nemen: L_w kortstondig = circa 116 dB(A)
- afblazen via veiligheden: L_{wr} kortstondig = circa 125 dB(A).

Ten opzichte van de gehele Centrale Hemweg zullen in de beschouwde posities de kortstondige verhogingen gedurende de nachtperiode (E7, E8 en 150 kV-station in bedrijf) voor het afblazen via de veiligheden maximaal circa 4 dB(A) en voor het in- en uit bedrijf nemen maximaal circa 9 dB(A) bedragen. Gedurende de dag- en avondperiode zullen deze kortstondige verhogingen beperkter zijn.

6.4.3 Variant B (alternatief)

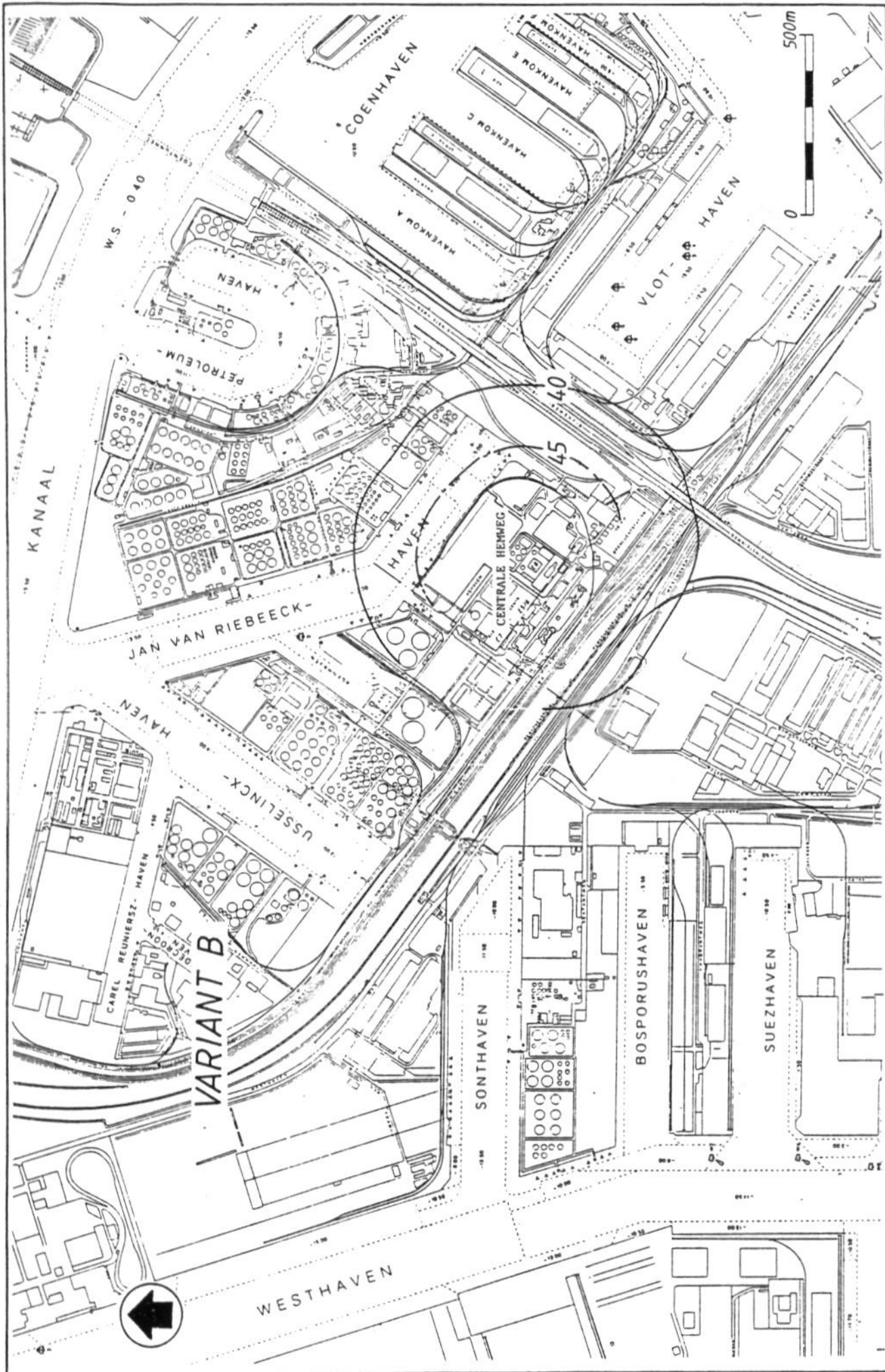
Bij de te berekenen geluidbelasting wordt uitgegaan van de in hoofdstuk 3 (alternatieven) beschreven aanvullende voorzieningen en de in de onderstaande tabel 6.4.4 aangegeven geluidniveaus.

Tabel 6.4.4 Geluidvermogens c.q. immissierelevante bronsterkten E8 en kolenpark, variant B

Installatie/gebouw	Grootheid	dB(A)
Machinezaal (inclusief machinetransformator)	L_W	ca. 101
Ketelhuis (inclusief aanzuig-verbrandingslucht)	L_W	ca. 100
Buiteninstallaties (incl. ROI)	L_{Wr}	ca. 102
Schoorsteentop	L_{Wr}	ca. 98
Kolenpark*		
- kolentransport van Westhaven naar kolenopslagveld	L_W	ca. 110
- transportbanden kolenopslagveld en toevoer ketelhuis	L_W	ca. 111
- opwerper/afgravers	L_W	ca. 106
Totaal kolenpark	L_W	ca. 114

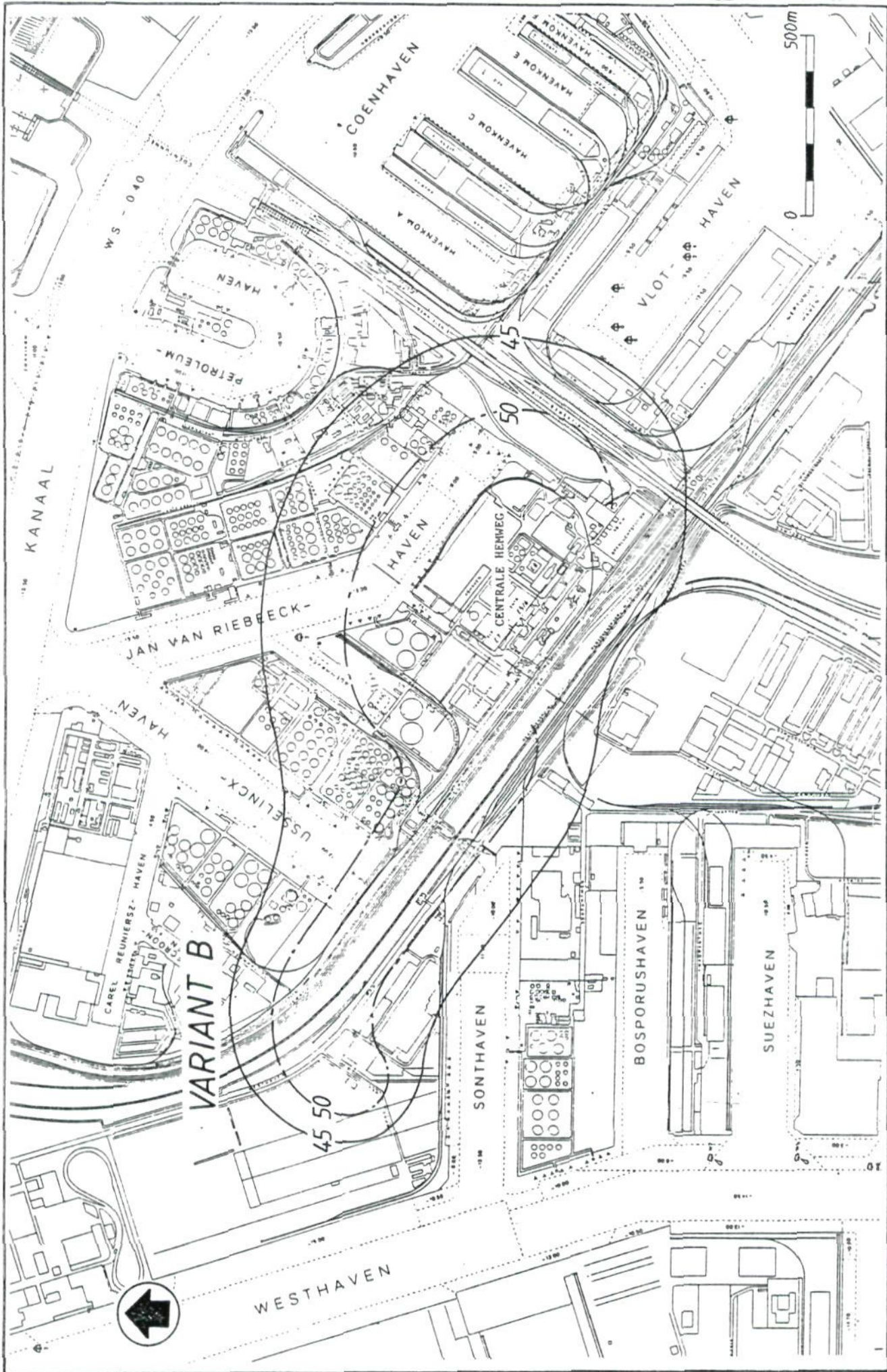
* alleen gedurende de dag- en avondperiode in bedrijf

Figuur 6.4.7 geeft de L_{Aeq} -contour van E8, exclusief kolenpark. Figuur 6.4.8 geeft de L_{Aeq} -contour van E8, inclusief kolenpark. In de figuren 6.4.9 tot en met 6.4.11 zijn de L_{Aeq} -contouren opgenomen van de gehele Centrale Hemweg.



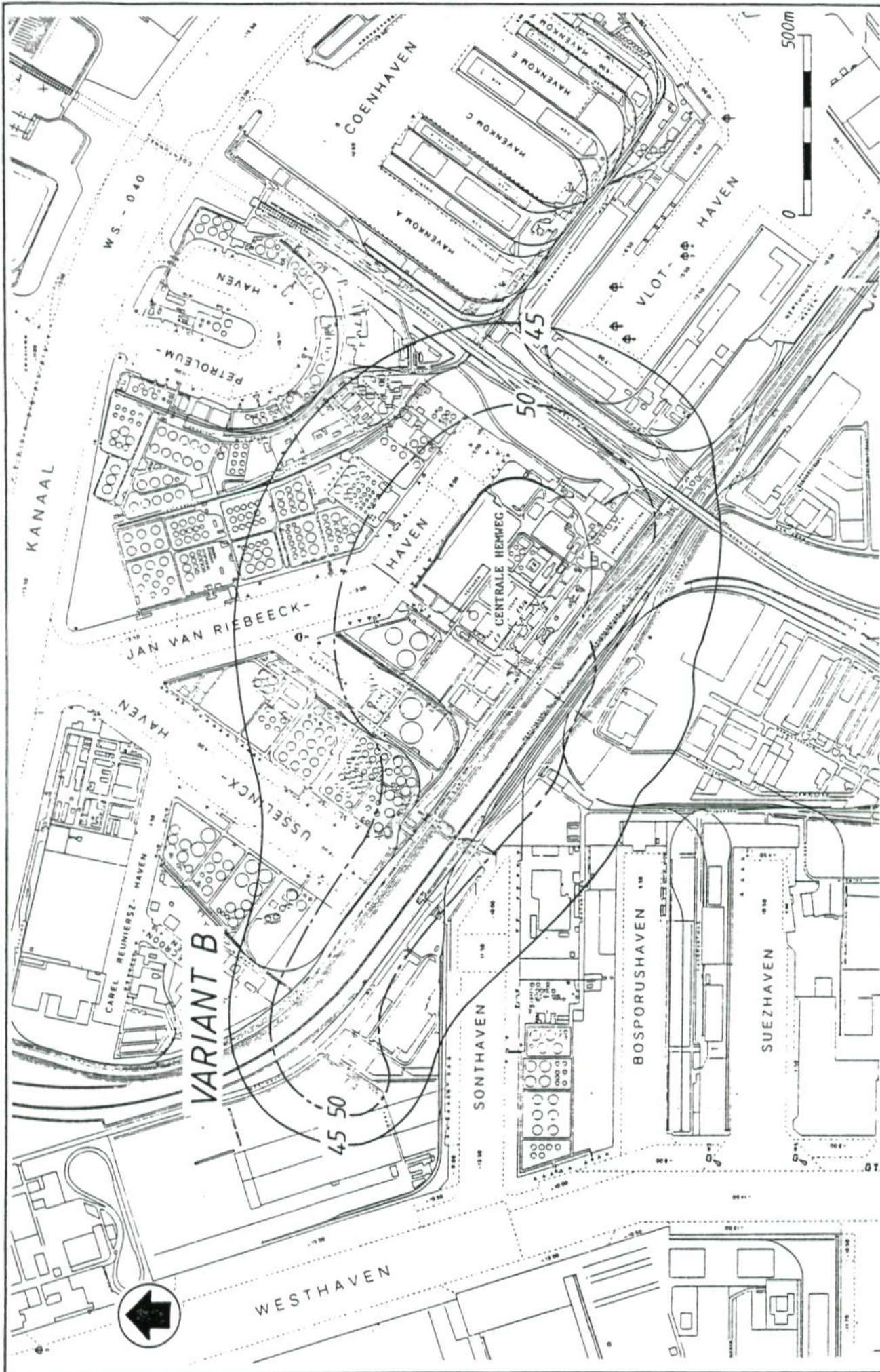
ADVIESBUREAU PEUTZ & ASSOCIATES B.V.
 ARKISTIEK — LAWAAIBEHERRING — BOUWFYSICA

rapport nr FA1386-1
 40 en 45 dB(A) L_{Aeq} -contouren, Eenheid 8 (excl. kolenpark)
 figuur nr 6.4.7.



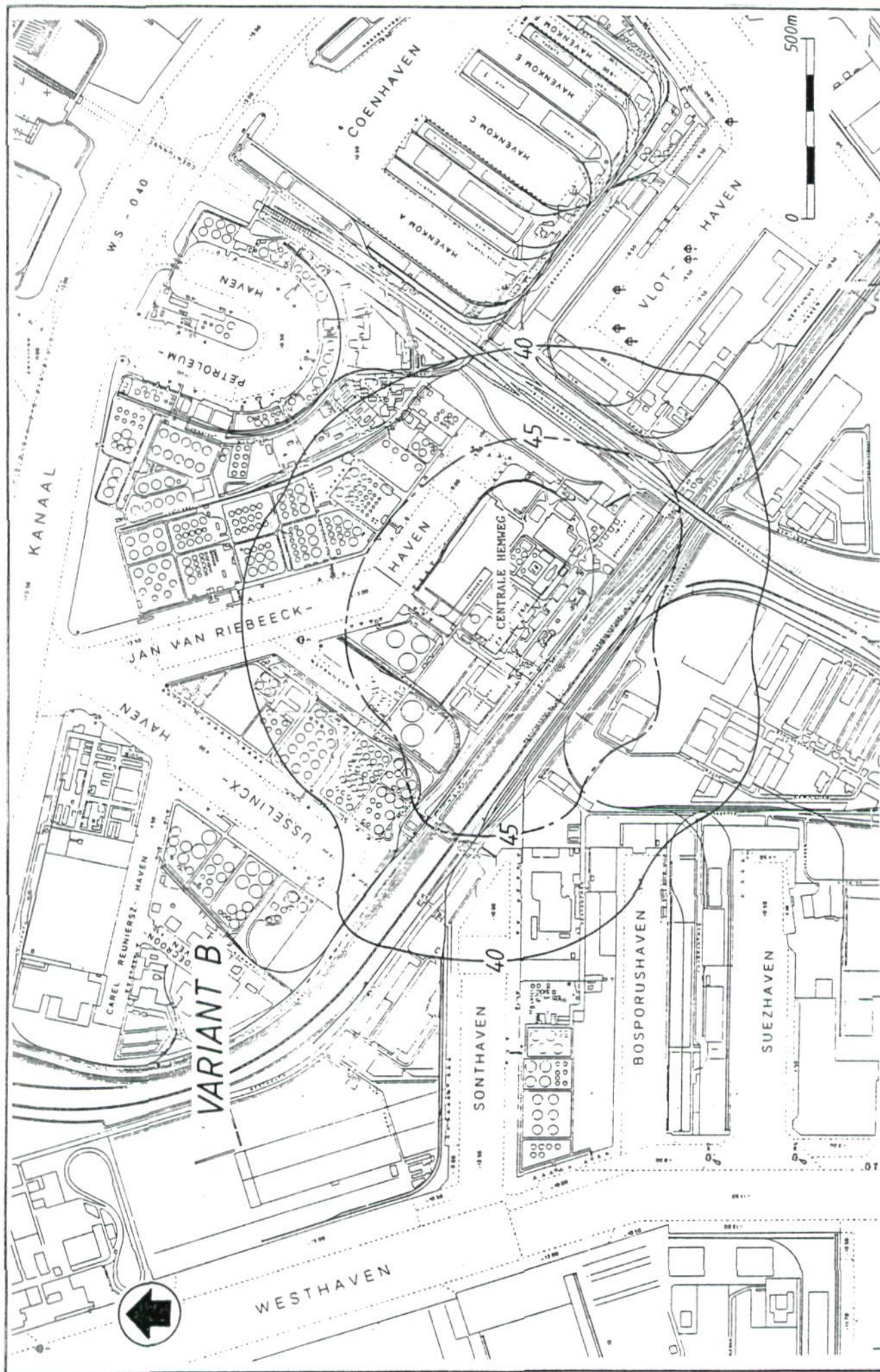
ADVIESBUREAU PEUTZ & ASSOCIES B.V.
AKOESTIEK — — — — — LAAWAUDBEHEERSING — — — — — BOUWFYSICA

rapport nr FA1386-1 45 en 50 dB(A) L_{Aeq} -contouren, Eenheid 8 incl. kolenpark.
figuur nr 6.4.8.



ADVIESBUREAU PEUTZ & ASSOCIATES B.V.
 AKOESTIEK — LAWAAIRBEHEERSING — BOUWFYSICA

rapport nr. FA 1386-1 45 en 50 dB(A) L_{Aeq} -contouren, toekomstige situatie,
 dag- en avondperiode. (Eenheden 7 en 8, incl. kolenpark,
 figuur nr. 6.4.9. en 150 kV-openluchtstation).



ADVIESBUREAU PEUTZ & ASSOCIES B.V.
AKOESTIEK — LAAVAIBEHEERSING — BOUWFYSICA

rapport nr FA1386-I
figuur nr 6.4.10
40 en 45 dB(A) L_{Aeq} -contouren, toekomstige situatie, nachtperiode. (Eenheden 7 en 8, excl. kolenpark, en 150 kv-openluchtstation).