

SC



الأمم
المتحدة

UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.2

Distr.: General
1 November 2012

Arabic
Original: English

اتفاقية استكهولم بشأن الملوثات العضوية الثابتة



لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة

الاجتماع الثامن

جنيف، ١٥ - ١٩ تشرين الأول/أكتوبر ٢٠١٢

تقرير لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة عن أعمال اجتماعها الثامن

إضافة

موجز مخاطر للبيوتاديين السداسي الكلور

اعتمدت لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة، في اجتماعها الثامن، موجز مخاطر للبيوتاديين السداسي الكلور، وذلك بناء على مشروع موجز المخاطر الوارد في الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.8/3. ويرد نص موجز المخاطر، بصورته المعدلة، في مرفق هذه الإضافة. ولم يخضع النص للتحريير رسمياً.

المرفق

البيوتاديين السداسي الكلور

بيان المخاطر

أعدده الفريق العامل المخصص للبيوتاديين السداسي الكلور،
التابع للجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة
التابعة لاتفاقية استكهولم

١٩ تشرين الأول/أكتوبر ٢٠١٢

بيان المحتويات

٤	موجز تنفيذي
٦	١ - المقدمة
٦	١-١ هوية المادة الكيميائية
٨	٢-١ استنتاج لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة فيما يتعلق بمعلومات المرفق دال
٨	٣-١ مصادر البيانات
٩	٤-١ حالة المادة الكيميائية في الاتفاقيات الدولية
١٠	٢ - موجز معلومات ذات صلة ببيان المخاطر
١٠	١-٢ المصادر
١٠	١-١-٢ الإنتاج والتجارة والمخزونات
١٢	٢-١-٢ الاستخدامات
١٢	٣-١-٢ الكميات المتسربة في البيئة
١٦	٢-٢ المصير البيئي
١٦	١-٢-٢ مقاومة التحلل
١٩	٢-٢-٢ التراكم البيولوجي
٢١	٣-٢-٢ القدرة على الانتقال البيئي البعيد المدى
٢٣	٣-٢ التعرض
٢٣	١-٣-٢ بيانات الرصد البيئي
٢٨	٤-٢ تقييم المخاطر للنقاط الطرفية مسار الاهتمام
٤٠	٣ - تحليل المعلومات
٤٢	٤ - البيان الختامي
٤٤	المراجع

موجز تنفيذي

١ - البيوتادايين السداسي الكلور هو مركب أليفاتي مهلجن يتكون بصورة رئيسية كمنتج ثانوي عند تصنيع مركبات الكربون الكلورة، بدءاً من استخدامه كوسيط في الإنتاج الكيميائي، ومروراً بالمحولات ووسائل النقل الهيدرولي أو الحراري، وانتهاءً بمبيدات الآفات. وقد توقف استخدامه وإنتاجه في بلدان لجنة الأمم المتحدة الاقتصادية لأوروبا، ولكن لا تتاح حالياً معلومات عن استخدامه الجاري خارج اللجنة الاقتصادية لأوروبا. ولا تزال هذه المادة تطلق بصورة غير مقصودة عن طريق الصناعة، بما في ذلك أثناء إدارة النفايات.

٢ - ويعد البيوتادايين السداسي الكلور أحد المركبات القابلة للذوبان ويتميز بارتفاع ضغط البخار ويسري عليه قانون هنري الخاص بالثبات والذي يشير إلى تبخره من الأسطح المبللة والمياه. وتبين النماذج أن جزءاً كبيراً من البيوتادايين السداسي الكلور البيئي يستقر في الغلاف الجوي عندما ينطلق في المياه، وأن جميع انبعاثات البيوتادايين السداسي الكلور تقريباً في الهواء تبقى في الغلاف الجوي.

٣ - والمعروف أن معايير الانتقال البيئي البعيد المدى لمادة كيميائية عن طريق الجو قد حددتها اتفاقية استكهولم (المرفق دال)، في المعيار (د ٣) بأكثر من يومين. والعمر النصف المتوقع في الهواء للبيوتادايين السداسي الكلور والذي يزيد عن سنة واحدة يتجاوز دائماً عتبة اليومين التي حددتها اتفاقية استكهولم. ونظراً لانتقال البيوتادايين السداسي الكلور لمسافة تزيد عن ٨ ٧٠٠ كيلو متر، فإن لديه قدرة كبيرة على تلوين المناطق النائية. وهذا الافتراض يدعمه وجود آثار البيوتادايين السداسي الكلور في عينات أحيائية ولا أحيائية تبعد كثيراً عن المناطق التي استخدمت فيها هذه المادة الكيميائية.

٤ - وهناك عدة دلائل على استقرار البيوتادايين السداسي الكلور في البيئة. فالبيوتادايين السداسي الكلور لن يتحلل بالماء نظراً لعدم وجود عناصر وظيفية قادرة على التحلل في الماء. وهناك بيانات محدودة عن التحلل الضوئي. ويعتبر التبخر أحد مسارات التشتت الرئيسية من المياه والتربة إلى الهواء. وسيؤدي الامتزاز عن طريق المادة العضوية في التربة والرواسب إلى انخفاض التوافر البيولوجي، وبالتالي التعرض للتحلل البيولوجي. وهناك دلائل على أن البيوتادايين السداسي الكلور لا يتحلل بيولوجياً بصورة دائمة، وربما لا يتحلل في الظروف اللاهوائية في التربة. غير أنه تبين من دراسة عن التفاعلات أن مستويات البيوتادايين السداسي الكلور لا تنخفض إلا في الظروف اللاهوائية. وتبين أنه إذا تم امتزاز البيوتادايين السداسي الكلور في الرواسب، فإنه لا يتوافر بيولوجياً، وهذا سيؤدي إلى استقرار طويل الأجل في البيئة. كما أن النتائج الخاصة بمسارات التحلل تبدو متناقضة أحياناً.

٥ - ويتراوح العمر النصف التقديري في الماء من ٣ أيام إلى ١٢ شهراً، وهو ما يتجاوز عتبة الاستقرار وهي شهران، مع أن هناك دلائل على أن التحلل يمكن أن يكون أسرع إذا كانت الظروف مواتية. ويتراوح العمر النصف التقديري في التربة من ٤ أسابيع إلى ٢٦ أسبوعاً، ليصل بذلك إلى عتبة الاستقرار التي تبلغ ستة أشهر. ولا تتاح بيانات عن العمر النصف في الرواسب، مع أن الرواسب تعد بالوعة للبيوتادايين السداسي الكلور. وتتجاوز قيم العمر النصف في الغلاف الجوي يومين عادة، وهو ما يدل على أن البيوتادايين السداسي الكلور يستقر في الهواء. كما أن بيانات الرصد المستمدة من مناطق نائية تؤيد الأدلة الخاصة باستقرار البيوتادايين السداسي الكلور في البيئة.

٦ - وتؤكد البيانات التجريبية قدرة البيوتاديين السداسي الكلور على التركيز البيولوجي في الكائنات المائية. ويتراوح معامل التركيز البيولوجي في المؤلفات الكيميائية ما بين ١ و ١٩ ٠٠٠ متر/كيلوغرام بالنسبة للأسماك، والحرفشيات، والرخويات، والطحالب. ويعزي هذا التباين الكبير إلى اختلافات في الأنواع من حيث الأيض، واختلافات في تركيزات التعرض. وتتاح قيم لمعامل التركيز البيولوجي بالنسبة للأسماك الشبوط بحيث تتراوح من ٦ ٤٨٠ إلى ٧ ٤١٠ لتر/كيلوغرام. وتتاح قيم تقديرية لمعامل التراكم البيولوجي تبلغ ٩ ٢٦٠ و ٢٥٠ ٠٠٠ لتر/كيلوغرام بالنسبة للحرفشيات، وقيمة تبلغ ١٧ ٣٦٠ لتر/كيلوغرام بالنسبة للأسماك. وهناك بيانات تجريبية محدودة وملتبسة ومحسوبة تتعلق بالتضخم البيولوجي للبيوتاديين السداسي الكلور. واستناداً إلى القيم المقيسة لمعامل التركيز البيولوجي ومعامل التراكم البيولوجي والتي تقل عن ٥ ٠٠٠ لتر/كيلوغرام، يمكن القول بأن البيوتاديين السداسي الكلور لديه القدرة على التراكم البيولوجي.

٧ - ويوجد البيوتاديين السداسي الكلور في الأوساط اللاأحيائية والأحيائية، حتى في المناطق النائية مثل القطب الشمالي. وقد عُثر على البيوتاديين السداسي الكلور في المياه السطحية، ومياه الشرب، والهواء المحيط، والكائنات المائية والبرية. فقد انخفضت مستويات البيوتاديين السداسي الكلور في المياه والأسماك بالأنهار الأوروبية (الراين والألب) بدرجة كبيرة على مدى العقود الأخيرة. ونظراً لضآلة البيانات، فإنه من الصعب تحديد اتجاه زمني بالنسبة للمناطق النائية. ومع أن البيانات الحديثة (أي خلال الخمسة عشر عاماً الأخيرة) عن الكائنات الحية ليست متواترة بدرجة كثيرة، فقد تم الإبلاغ عن التلوث بالبيوتاديين السداسي الكلور في بيلوغا في عام ٢٠٠٣ (أكثر من ٢٧٨ ميكروغرام/كيلوغرام وزن الشحم، وبالنسبة لدهون الدببة القطبية (١-٩ ميكروغرام/ كيلوغرام الوزن غير الجاف) منذ عام ٢٠٠٢.

٨ - وقد اتضح من البيانات التجريبية عن الأنواع المائية تباين قيم EC50 والمستوى الذي ليس له تأثير ملاحظ (NOEC) بالميكروغرام في اللتر، وهو ما يدل على سمية البيوتاديين السداسي الكلور بالنسبة للكائنات المائية.

٩ - ويعد البيوتاديين السداسي الكلور مادة سامة بعد التعرض المتكرر والمزمن لجرعات منخفضة (أي ٠,٢ ملليغرام/كيلوغرام). والكلية هي العضو المعرض للتسمم؛ ويتسبب التحول البيولوجي إلى مركبات تفاعلية في تسمم الأعضاء، والسمية الجينية، والتسرطن بعد التعرض عن طريق الأغذية على مدى الحياة. وقد تبين أن التعرض للبيوتاديين السداسي الكلور والمواد الكيميائية ذات الخواص المماثلة يؤدي إلى إضافة تأثيرات سمية. وتشير الدراسات التي أجريت على قوارض التجارب إلى وجود اختلافات بين الجنسين، أي أنها أعلى بالنسبة للإناث، وخاصة بالنسبة للأعضاء الأنتوية في سنوات العمر الأولى. ولا تتاح أي دراسات عن التأثير على الجهاز المناعي. ومن المعروف أن البيوتاديين السداسي الكلور موجود في المياه الجوفية ومياه الشرب في مواقع معينة، كما أن هناك درجة عالية من عدم اليقين في التقديرات الخاصة بتناول البيوتاديين السداسي الكلور في الغذاء نظراً لقلّة بيانات الرصد. والأدلة التي تشير إلى إصابة الحيوانات بالسرطان تكفي لإثارة القلق لدى السكان الذين قد يتعرضون لجرعات منخفضة من البيوتاديين السداسي الكلور لفترات طويلة.

١٠ - واستناداً إلى الأدلة المتاحة، يعد البيوتاديين السداسي الكلور من الملوثات الثابتة والمتراكمة أحياناً وشديدة السمية بالنسبة للكائنات المائية، وسمية بالنسبة للطيور. ويتضح من مقارنة بيانات الأثر مع بيانات الرصد لمياه البحار، والمياه العذبة، وكذلك رواسب المياه البحرية أو المياه العذبة أن خطر الآثار المعاكسة

الكبيرة للبيوتاديين السداسي الكلور بالنسبة للكائنات التي تسكن في المياه والرواسب منخفض ولكن لا يمكن استبعاده. والواقع أن مستوى عدم اليقين في تحديد الخطر البعيد المدى طبقاً للنهج التقليدي لتقييم المخاطر لا يمكن تقديره بدرجة كافية من الدقة. وعلاوة على ذلك، ينبغي أن يوضع في الاعتبار أيضاً أن الحيوانات القطبية والحيوانات المفترسة الراقية تتعرض لخليط من المعادن الثقيلة والملوثات العضوية الثابتة.

١١ - ومن المحتمل أن يؤدي البيوتاديين السداسي الكلور، نتيجة لانتقاله البعيد المدى، إلى تأثيرات ضارة هامة على صحة البشر والبيئة بدرجة تجعل اتخاذ إجراء عالمي أمراً له ما يبرره.

١ - المقدمة

١٢ - قدم الاتحاد الأوروبي ودوله الأعضاء اقتراحاً في ١٠ أيار/مايو ٢٠١١ لإدراج البيوتاديين السداسي الكلور في المرفقات ألف أو باء أو جيم لاتفاقية استكهولم (UNEP/POPS/POPRC.7/3) مع ملف مفصل لدعم الاقتراح (UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4).

١٣ - والبيوتاديين السداسي الكلور هو مركب أليفاتي مهلجن يتكون بصورة رئيسية كمنتج ثانوي عند تصنيع المركبات الأليفاتية الكلورة (مثل الإيثيل الثلاثي والرباعي الكلور، والميثان الرباعي الكلور). وكان هذا المركب يستخدم أيضاً كمادة مبخرة لإبادة الآفات.

١-١ هوية المادة الكيميائية

الاسم والرقم في السجل

الاسم الشائع:	البيوتاديين السداسي الكلور
الاسم في القائمة الأوروبية للمواد الكيميائية التجارية:	البيوتاديين السداسي الكلور - ١,٣
المرادفات:	HCBD; perchloro-1, 3-butadiene; perchlorobutadiene; 1,3-hexachlorobutadiene; 1,3-butadiene, 1,1,2,3,4,4-hexachloro-; 1,3-butadiene, hexachloro-; hexachlorobuta-1,3-diene ^{(١)(٢)(٣)}
رقم في سجل دائرة المستخلصات الكيميائية	87-68-3
الأسماء التجارية الشائعة	C-46, Dolen-pur, GP40-66:120, UN2279 ^(٤)

التركيب

الصيغة الجزيئية	C ₄ Cl ₆ , Cl ₂ C=CClC=CCl ₂
الوزن الجزيئي	260.76 غرام/مول

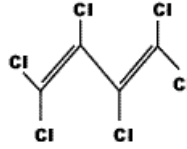
(١) Mackay et al. (2006)

(٢) UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4

(٣) ACToR (2012)

(٤) البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية، (1994).

الشكل ١-١-١: التركيب الكيميائي



الخصائص الفيزيائية والكيميائية

١٤ - يتسم البيوتادايين السداسي الكلور بقدرة منخفضة على الذوبان في الماء وبارتفاع ضغط البخار مقارنة بملوثات عضوية ثابتة أخرى مدرجة (UNEP/POPS/POPRC.2/14/Add.2). وهذه المادة قابلة للذوبان استناداً إلى لوغاريتم معامل التفرق في الأوكتانول/الماء يقترب من ٥ (انظر الجدول ١-١-١). ويمكن أن تتبخر هذه المادة من التربة الرطبة والمياه نظراً لثباتها طبقاً لقانون هنري (مصرف بيانات المواد الخطرة، ٢٠١٢). وطبقاً للبرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (١٩٩٤)، توجد لهذه المادة رائحة مماثلة لزيت التربانتينية. وترد في الجدول ١-١-١ خواص فيزيائية - كيميائية مختارة (وقد تحددت غالبية القيم بصورة تجريبية).

الجدول: ١-١-١: الخواص الفيزيائية - الكيميائية للبيوتادايين السداسي الكلور

-21	درجة الذوبان (درجة مئوية)
^(٥) 215	درجة الغليان (درجة مئوية)
^(٦) 1.68	الكثافة (غرام/سم مكعب عند درجة حرارة ٢٠ درجة مئوية)
^(٧) 3.2 mg/L	إمكانية الذوبان في الماء (ملليغرام/لتر عن درجة حرارة ٢٥ درجة مئوية)
20 ^(٨) and 2926 ^(٩)	ضغط البخار (باسكال عند درجة حرارة ٢٠ درجة و ١٠٠ درجة مئوية)
^(١٠) 1044 (experimental), 2604 (calculated)	قانون هنري الخاص بالثبات (باسكال متر مكعب/مول)
^(١١) 4.78 ^(١٢) , 4.9	لوغاريتم معامل التفرق في الأوكتانول/الماء
^(١٣) 6.5	لوغاريتم K _{oa} عند درجة حرارة ١٠ درجات مئوية
المجال المبلغ ٣,٧ - ٥,٤ ^(١٤)	لوغاريتم معامل التفرق في الكربون/الماء
سائل	الحالة الفيزيائية

(٥) .Horvath 1982, Lide 2003, all cited in Mackay et al. 2006

(٦) .Horvath 1982 cited in Mackay et al. 2006

(٧) .Shake flask-HPLC, Banerjee et al. (1980) cited in SRC PhysProp Database (2012)

(٨) .Person and McConell (1975) cited in Mackay et al. (2006)

(٩) .Environment Canada (1999)

(١٠) .Warner et al. (1987) cited in Mackay et al. (2006)

(١١) Shake flask-HPLC Banerjee et al. (1980), Sangster (1993), Hansch et al. (1995), cited (and recommended value) in Mackay et al. (2006)

(١٢) ..Shake-flask-GC, both phases, Chiou (1985), cited in Mackay et al. (2006)

(١٣) .Vulykh et al. (2005)

(١٤) مصرف بيانات المواد الخطرة (2012).

٢-١ استنتاج لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة فيما يتعلق بمعلومات المرفق دال

١٥ - أقرت لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة في اجتماعها السابع المعقود في جنيف تقييماً للاقتراح المتعلق بالبيوتاديين السداسي الكلور (UNEP/POPS/POPRC.7/3) وفقاً للمتطلبات الواردة في المرفق دال لاتفاقية استكهولم. وفي المقرر ل. أ. م ٣/٧، توصلت اللجنة إلى استنتاج مفاده أن الاقتراح الخاص بالبيوتاديين السداسي الكلور يستوفي معايير الفرز المنصوص عليها في المرفق دال. وقررت اللجنة أيضاً إنشاء فريق عامل مخصص لمواصلة استعراض المقترح، وإعداد مشروع موجز مخاطر وفقاً للمرفق هاء للاتفاقية.

٣-١ مصادر البيانات

١٦ - يستند مشروع بيان المخاطر إلى مصادر البيانات التالية:

(أ) الاقتراح المقدم في عام ٢٠١١ من الاتحاد الأوروبي ودوله الأعضاء الأطراف في اتفاقية استكهولم (UNEP/POPS/POPRC.7/3 و UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4).

(ب) المقرر ل. أ. م ٣/٧ للجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة، ٢٠١١.

(ج) معلومات مقدمة من الأطراف والمراقبين وفقاً للمرفق هاء للاتفاقية: أذربيجان، وبلغاريا، والكاميرون، وكندا، والصين، وكوستاريكا، وأستونيا، وألمانيا، وغواتيمالا، واليابان، وكيريباتي، ولاتفيا، والمكسيك، وموناكو، وميانمار، وهولندا، والنرويج، وبولندا، ورومانيا، وساو تومي وبرنسيبي، وتايلند، والولايات المتحدة الأمريكية، والشبكة الدولية لإزالة الملوثات العضوية الثابتة ومجموعة عمل ألاسكا المعنية بالسميات، والمجلس العالمي للكلور.

(د) وتتاح هذه المعلومات على الموقع الشبكي للاتفاقية

(<http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>).

(هـ) البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية، البيوتاديين السداسي الكلور، والمعيار ١٥٦ للصحة

البيئية، ومنظمة الصحة العالمية، جنيف، ١٩٩٤. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc156.htm>

(و) الموجز السمي للبيوتاديين السداسي الكلور، وزارة الصحة والخدمات البشرية بالولايات

المتحدة الأمريكية، ودائرة الصحة العامة، ووكالة سجل المواد السمية والأمراض، ١٩٩٤.

<http://www.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=865&tid=168>

(ز) الوكالة الدولية لبحوث السرطان، Monographs on the Evaluation of Carcinogenic

Risks to Humans, Volume 73, World Health Organization. Geneva, 1999 <http://monographs.fr/ENG/Monographs/vol73/volume73.pdf>

(ح) Environment Canada (1999) Priority Substance List Assessment Report,

Hexachlorobutadiene, ISBN 0-662-29297-9

(ط) Euro Chlor Risk Assessment for the Marine Environment OSPARCOM Region -

North Sea: Hexachlorobutadiene, 2002.

(ي) NITE - Incorporated Administrative Agency, National Institute of Technology

and Evaluation, Japan. Chemical Management Field. Information about the status of the

implementation of GHS in Japan. Results of the GHS Classification. HCBD: ID 1012
http://www.safe.nite.go.jp/english/ghs_index.html

(ك) وكالة حماية البيئة الأمريكية، وكالة Health Effects Support Document for Hexachlorobutadiene،
 822-R-03-002، United States Environment Protection Agency. 2003. وكالة حماية البيئة،

http://www.gov/ogwdw/ccl/pdfs/reg_determine1/support_cc1_hexachlorobutadiene_healtheffects.pdf

(ل) وكالة حماية البيئة الأمريكية، Evidence on the carcinogenicity of 1,3- California hexachlorobutadiene، December 2000. Reproductive and Cancer Hazard Assessment Section. Office of Environmental Health Hazard Assessment. California Environmental Protection Agency.

http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/Chem_Background/ExSumPDF/Hexachlorobutadiene.pdf

١٧ - وبالإضافة إلى مصادر المعلومات هذه، أُجري بحث في قواعد البيانات العامة للأدبيات ركز على الأدبيات العلمية الأخيرة. وقد استخدمت قواعد البيانات التالية:

ACToR database (<http://www.gov/actor/>), Pubmed

(<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?DB=pubmed>), SRC databases (<http://www.srcinc.com/what-we-do/free-demos.aspx>),

OECD eChemPortal (<http://www.echemportal.org/echemportal/>

index?pageID=0&request_locale=en), TOXNET (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>), The Carcinogenic Potency

Database (<http://potency.berkeley.edu/cpdb.html>), NITE DataBase (<http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>),

GESTIS (<http://www.dguv.de/ifa/en/gestis/stoffdb/index.jsp>), WHOLIS WHO (<http://dosei.who.int>),

البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية،

Inchem (<http://www.inchem.org/>), PAN pesticide database (<http://www.pesticideinfo.org/>), Google scientific

search (<http://scholar.google.com>), Scirus publication search (<http://www.scirus.com>).

١٨ - وعموماً، فإن مصطلحات البحث تتضمن الاسم الكيميائي أو رقم التسجيل في دائرة المستخلصات الكيميائية و/أو توليفة من المصطلحات التقنية بسبب تعدد المدخلات. ولنفس السبب، تم أيضاً اختيار مقالات علمية محدثة على أساس تفضيلي. وتتضمن التقارير المدرجة أعلاه مراجع فردية لم تدرج خصيصاً في مشروع بيان المخاطر هذا، ما لم يذكر خلاف ذلك.

٤-١ حالة المادة الكيميائية في الاتفاقيات الدولية

١٩ - كان البيوتاديين السداسي الكلور موضوعاً لعدد من المعاهدات واللوائح الدولية:

(أ) ففي كانون الأول/ديسمبر ٢٠٠٩، تم اقتراح البيوتاديين السداسي الكلور وفقاً للمقرر ١/٢٠٠٩ لتعديل المرفق الأول (حظر الإنتاج والاستخدام) لبروتوكول لجنة الأمم المتحدة الاقتصادية لأوروبا بشأن الملوثات العضوية الثابتة، في إطار اتفاقية التلوث الجوي بعيد المدى عبر الحدود. وسيبدأ نفاذ التعديل عندما يعتمد ثلثا الأطراف.

(ب) وأدرجت اللجنة الاقتصادية لأوروبا البيوتاديين السداسي الكلور في المرفق الثاني لبروتوكول بشأن سجل إطلاق الملوثات ونقلها التابع للاتفاقية بشأن الوصول إلى المعلومات والمشاركة العامة في صنع القرار وإمكانية اللجوء إلى القضاء في المسائل البيئية.

(ج) ويخضع البيوتاديين السداسي الكلور حالياً لعملية استعراض من جانب لجنة استعراض المواد الكيميائية لإدراجه في اتفاقية روتردام. وقد استهلكت عملية الاستعراض بموجب إخطار خاص بالإجراء

الرقابي النهائي لحظر البيوتاديين السداسي الكلور أو تقييده بشدة، قدمته كندا واليابان. (<http://www.pic.int>) (تايلند، ٢٠١١).

(د) وفي إطار الاستراتيجية السمية الخاصة بالبحيرات العظمى، وهو اتفاق مشترك بين الولايات المتحدة وكندا في إطار اتفاق نوعية المياه للبحيرات العظمى، تم تحديد البيوتاديين السداسي الكلور على أنه مادة من المستوى الثاني (وكالة حماية البيئة الأمريكية، 2012b).

(هـ) وفي الاتحاد الأوروبي، صدر القرار رقم 2455/2001/EC بشأن قائمة أولى بالمواد ذات الأولوية للأمر التوجيهي الإطاري للمياه الخاص بالاتحاد الأوروبي 2000/60/EC لإدراج البيوتاديين السداسي الكلور في مرفقه. وعلاوة على ذلك، يعتبر البيوتاديين السداسي الكلور مادة خطرة ذات أولوية، ولذلك فإنه يخضع للوقف أو التخلص التدريجي بالنسبة لتصريفاته وانبعثاته وفوقاه.

(و) ويدرج البيوتاديين السداسي الكلور على قائمة المواد المثيرة للقلق، القسم باء في إطار لجنة أوسبار لحماية البيئة البحرية لشمال شرق المحيط الأطلسي. ويدرج القسم باء المواد المثيرة للقلق بالنسبة لاتفاقية أوسبار، والتي يتم التصدي لها عن طريق مبادرات من المفوضية الأوروبية أو منتديات دولية أخرى.

(ز) وتم تقييم البيوتاديين السداسي الكلور من جانب الفريق العامل الأوروبي المعني بالمواد الثابتة والمتراكمة والسمية بموجب لائحة المجلس الأوروبي رقم ٩٣/٧٩٣. وقد أعلن أن البيوتاديين السداسي الكلور يستوفي معايير المواد الثابتة والمتراكمة والسمية، ومعايير vPvB وكذلك معايير فرز المواد العضوية الثابتة.^(١٥)

٢ - موجز معلومات ذات صلة ببيان المخاطر

١-٢ المصادر

١-١-٢ الإنتاج والتجارة والمخزونات

٢٠ - لم يعد البيوتاديين السداسي الكلور ينتج بصورة متعمدة في منطقة لجنة الأمم المتحدة الاقتصادية لأوروبا، بما في ذلك الولايات المتحدة الأمريكية (فقد توقف إنتاجه في عام ١٩٧٠ - Mumma & Lawless، ١٩٧٥) وكندا (Lecloux، 2004). وقد توقف إنتاجه في أوروبا في أواخر السبعينات من القرن الماضي (Van Der Honing 2007)، ولم ينتج قط كسلعة تجارية في الولايات المتحدة أو كندا (Lecloux، 2004)، أو على الأقل بكميات تجارية (وكالة المواد السامة وسجل الأمراض، ١٩٩٤). ولا تتاح بيانات عن إنتاجه خارج منطقة لجنة الأمم المتحدة الاقتصادية لأوروبا (Lecloux، 2004). غير أن بيانات الرصد الواردة من الصين (Li وآخرون، 2008)، وتايوان (Juang وآخرون، ٢٠١٢) تفيد بأن منتجاته الفرعية استمرت على الأقل حتى فترة أخيرة. وقد قدر الإنتاج العالمي من البيوتاديين السداسي الكلور بنحو ١٠ آلاف طن في عام ١٩٨٢، ولكن حجم البيوتاديين السداسي الكلور المتولد كنفائات للمنتجات الفرعية كبيرٌ بدرجة عالية: ١٤ ألف طن (١٩٨٢) في الولايات المتحدة الأمريكية وحدها (البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية، 1944 كما ذكره Lecloux، ٢٠٠٤).

٢١ - ولا يزال البيوتاديين السداسي الكلور يتولد بصورة غير متعمدة أثناء إنتاج المركبات الهيدروكربونية الكلورية، وخاصة رباعي كلورو الإيثيلين، وثلاثي كلورو الإيثيلين، ورباعي كلوريد الكربون (مثل رباعي كلورو الميثان، والهالون ١٠٤، والفريون ١٠ وغيرها: RIVM، 2001 و Lecloux، 2004). وقد يتكون أيضاً أثناء إنتاج كلوريد الفينيل، وكلوريد الأليل، والإيبكلورو هايدرين، مع أن ملفاً أعد لصناعة الكلور القلوي في أوروبا يرى أن هذا ليس محتملاً بدرجة كبيرة من وجهة النظر التكنولوجية (Lecloux، 2004). وفي منطقة لجنة الأمم المتحدة الاقتصادية لأوروبا، يعتبر الإنتاج المشترك لرباعي كلورو الإيثيلين ورباعي كلورو الميثان المنتج الفرعي الهام والوحيد المتبقي للبيوتاديين السداسي الكلور، والذي يتم عادة تدميره أو إعادة تدويره في المصنع (Lecloux، 2004). غير أن صناعة الكلور الأوروبية تعترف بأن الوقف الكامل للبيوتاديين الصناعي وانبعثات البيوتاديين السداسي الكلور ليس واقعياً، نظراً لأن هذا يمكن أن يؤدي إلى إغلاق المصانع وإلى خسائر كبيرة في الوظائف والأعمال التجارية (دراسة BiPRO التي استهلتها صناعة الكلور الأوروبية؛ والتقارير السنوي لصناعة الكلور الأوروبية ٢٠٠٦-٢٠٠٧). وفي الولايات المتحدة، أسفر جرد الإطلاقات السمية عن توليد ما بين ٥١٥ و ٦٧٨ طنناً مترياً من البيوتاديين السداسي الكلور سنوياً في الفترة ما بين عامي ٢٠٠٥ و ٢٠٠٧. وهذا يمثل زيادة من ٨,٤ مليون رطل سجلت في عام ١٩٩٧ لمخزونات الإطلاقات السمية باعتبارها نفايات إجمالية من الإنتاج في الولايات المتحدة (Rabovsky، 2000). وفي عام ٢٠٠٧، تم التخلص من أقل من ٠,١ في المائة (أي نحو ٤,٥ طن متري) من حجم البيوتاديين السداسي الكلور المتولد أو حرقه لاستعادة الطاقة، وقد تم في الواقع معالجة كل البيوتاديين السداسي الكلور في الموقع تقريباً. وفي الوقت نفسه، تم الإبلاغ عن ١,٦٣ Mio pounds من النفايات السامة المحتوية على البيوتاديين السداسي الكلور في الولايات المتحدة، استخدم أكثر من نصفها في عمليات الاستصلاح أو الاستعادة (للطاقة غالباً). وتم تدمير ٤١,٥ في المائة أخرى أو معالجتها قبل التخلص منها، وتم التخلص من ٥,٣ في المائة (٧٧٣ ٨٦ رطلاً تساوي ٣٩,٤ طن متري) في مدافن القمامة (وكالة حماية البيئة الأمريكية، ٢٠١٠). وعلاوة على ذلك، كان هناك اعتراف بأن حفر بلازما الألمنيوم في صناعة أشباه الموصلات يعد مصدراً للبيوتاديين السداسي الكلور (وكالة حماية البيئة الأمريكية، 2000).

٢٢ - ولا توجد مصادر طبيعية للبيوتاديين السداسي الكلور في البيئة (وزارة البيئة الكندية، 1999).

٢٣ - ولا تزال هناك مشاكل كبيرة تتعلق بمدافن النفايات. وتعد منطقة مستنقعات ديفيل في لويزيانا (الولايات المتحدة) أحد الأمثلة على مخزونات البيوتاديين السداسي الكلور في مدافن النفايات. وتوجد في مدفن أوريكا في استراليا كمية كبيرة من البنزين سداسي الكلور الملوث بالبيوتاديين السداسي الكلور والمركبات العضوية الكلورية الأخرى والمختزنة في مدافن النفايات (قراءة ٢٠ ألف طن) (Rae، 2012). وتوثق الأمثلة الإطلاقات المحتملة من البيوتاديين السداسي الكلور من مدافن النفايات السابقة. وفي محاجر وستون (المملكة المتحدة)، كان يتعين هدم الممتلكات المبنية على مخلفات المحاجر المجاورة لمدفن النفايات بسبب التركيزات المفرطة من البيوتاديين السداسي الكلور بداخلها (تقرير عن حلقة عمل نيكول، ٢٠٠٤، Barnes وآخرون، ٢٠٠٥، Crump وآخرون، ٢٠٠٤). وليست هناك معلومات عن الحجم الكلي لمواقع النفايات في جميع أنحاء العالم، أو عن إطلاقاتها (Crump وآخرون، ٢٠٠٤).

٢-١-٢ الاستخدامات

٢٤ - كانت الكميات الكبيرة من البيوتادايين السداسي الكلور المتولدة كمنتج فرعي حافزاً لإيجاد تطبيقات صناعية (Lecloux, 2004). فقد استخدم البيوتادايين السداسي الكلور كوسيط في الصناعة الكيميائية أو كمنتج. واستخدم كمادة مذيية (للمطاط والبوليمرات الأخرى)، أو كمادة "للتنقية" لاستعادة الغاز المحتوي على الكلور أو لإزالة المكونات العضوية الطيارة من الغاز؛ أو كسائل هيدرولي، أو ناقل للحرارة، أو محول؛ أو في أجهزة القياس (Lecloux, 2004). واستخدم البيوتادايين السداسي الكلور أيضاً في إنتاج الألمونيوم وقضبان الغرافيت (الجلس العالمي للكلور، 2002).

٢٥ - وبصرف النظر عن التطبيقات التقنية، استخدم البيوتادايين السداسي الكلور كمبيد للحشرات في بساتين الكروم في الاتحاد السوفياتي السابق، وبدرجة أقل في بلدان البحر الأبيض المتوسط الأوروبية وفي الأرجنتين (Lecloux, 2004). وليس من الواضح ما إذا كان استخدامه كمادة مطهرة لمعالجة الكروم قد توقف أيضاً خارج الاتحاد الأوروبي (Van Der Honing, 2007). واستخدم البيوتادايين السداسي الكلور في الاتحاد السوفياتي كمبيد فطري (Bosma, 1994).

٢٦ - وتشير قاعدة بيانات المخزونات (الوكالة الكيميائية الأوروبية C&L)^(١٦) إلى وجود ٣١ إشعاعاً يتعلق بالبيوتادايين السداسي الكلور. وتوحي هذه الإشعارات بأنها تنتج أو تصدر أو تهمم بإنتاج أو تصدير البيوتادايين السداسي الكلور وطرحه في الأسواق داخل أوروبا.

٢-١-٣ الكميات المتسربة إلى البيئة

٢٧ - تعد المعلومات عن الكميات المتسربة إلى البيئة معلومات شحيحة وقديمة. وطبقاً لمؤسسة العلوم الوطنية (١٩٧٥)، وكما أشارت إليه وكالة المواد السامة وسجل الأمراض، (1994)، تسرب إلى البيئة ٠,١ مليون رطل (٤٥٤ طناً) من البيوتادايين السداسي الكلور المنتج في الولايات المتحدة عام ١٩٧٥. وفي عام ١٩٨٧، تسرب إلى الهواء ١ ٦٠٠ كيلوغرام من البيوتادايين السداسي الكلور، مع تصريف ٨٦ كيلوغراماً أخرى في المياه، وحقن ٣٢ كيلوغراماً في التربة كوسيلة للتخلص من النفايات (وكالة حماية البيئة، سجلات الإطلاقات السمية على نحو ما ذكرته الوكالة الدولية لبحوث السرطان، ١٩٩٩). ولعل التحسن في أساليب التدمير أو إعادة التدوير أثناء تجهيز البيوتادايين السداسي الكلور أثناء الإنتاج الصناعي قد ساهم في هذا الانخفاض الكبير من عام ١٩٧٥ إلى عام ١٩٨٧. وبحلول عام ١٩٩٦، بلغت الكميات المتسربة من الولايات المتحدة ٤٣٠/١٢٠/١١٠٠ كيلوغرام (على شكل حقن في الجو/ الماء/ تحت الأرض، مكتبة الطب الوطنية (١٩٩٨) حسبما ذكرته الوكالة الدولية لبحوث السرطان، 1999). وفي عام ١٩٩٠، أبلغت الصناعات الأمريكية عن كميات متسربة بلغت ٢,٧ طن (وكالة حماية البيئة، سجلات الإطلاقات السمية، 1997، حسبما ذكرته وكالة المواد السامة وسجل الأمراض، ١٩٩٤). وفي عام ١٩٩٧، أبلغت مخزونات الإطلاقات السمية عن تسرب ٨,٤ مليون رطل من البيوتادايين السداسي الكلور على شكل نفايات إجمالية متعلقة بالإنتاج في الولايات المتحدة (Rabovsky, 2000)، ولكن الانبعاثات الفعلية قد تكون أعلى من ذلك نظراً لأن سجلات الإطلاقات السمية تشير فقط إلى الانبعاثات التي تتجاوز عتبة معينة. وعلى

(١٦) <http://echa.europa.eu/web/guest/regulations/clp/cl-inventory>

المستوى المحلي، قدر (Chan & Kohli (1987)) الكمية الثانوية المتسربة إلى نهر سانت كلير في كندا بنحو ٢٤٠ كيلوغراماً في عام ١٩٨٥.

٢٨ - وقد تُدر عبء البيوتادايين السداسي الكلور في الجو خلال الثمانينات من القرن الماضي بنحو ٣,٢ و ١,٣ مليون كيلوغرام/سنة بالنسبة لنصف الكرة الأرضية الشمالي والجنوبي على الترتيب (Class & Ballschmitter, 1987) حسبما ذكرته وكالة المواد السامة وسجل الأمراض، (١٩٩٤).

٢٩ - وفي عام ٢٠٠٠، قدرت انبعاثات البيوتادايين السداسي الكلور في منطقة لجنة الأمم المتحدة الاقتصادية لأوروبا بنحو ٢,٥٩ طن، يعزى ٩٧ في المائة منها إلى إنتاج الماغنيسيوم (Van Der Gon وآخرون، ٢٠٠٧).

٣٠ - وطبقاً لرابطة يورو كلور (Euro Chlor, 2007)، يعد الوقف الكامل لمنتجات البيوتادايين الفرعية غير المقصودة غير واقعي من الناحية الاقتصادية. ففي عام ١٩٩٧، تسببت صناعة الكلور الأوروبية في انبعاث ٢٠٠١-٢٠١٠ كيلوغرامين من البيوتادايين في الهواء ومائة كيلوغرام في الماء (المجلس العالمي للكلور، 2002) وخلال الفترة ٢٠٠١-٢٠١٠ بلغ المتوسط السنوي من كميات البيوتادايين المتسربة إلى الهواء ٠,٩١ كيلوغرام، وإلى الماء ٧٨,٧ كيلوغرام، حسب ما قُدرت في مشروع COCEM التابع لرابطة يوروكلور (المجلس العالمي للكلور، 2011). وكانت الكميات التقديرية المتسربة (إلى الماء فقط) من الصناعة في الاتحاد الأوروبي،^(١٧) بما في ذلك إدارة النفايات في الفترة ٢٠٠٧-٢٠٠٩ تتراوح ما بين ١٢٠ و ١٤٩ كيلوغراما/سنة (انظر الشكل ٢-١-٣-١). وربما كانت الانبعاثات الصناعية الفعلية أعلى مما سجلته آلية سجل إطلاق الملوثات ونقلها (PRTR) في الاتحاد الأوروبي، لأن عتبة الإبلاغ، وهي ١ كيلوغرام/سنة/مرفق عالية بالمقارنة مع الانبعاث التراكمي المبلغ. وتعلق بيانات سجل إطلاقات الملوثات ونقلها بالإطلاق الصناعي السنوي الذي يبلغ ١٤٠ كيلوغراما/سنة كما قدره Haskoning (٢٠٠٣). وتشير الاستبيانات التي استكملتتها عدة بلدان في الاتحاد الأوروبي إلى انبعاثات صناعية في المياه السطحية تبلغ ١,٧ كيلوغرام/سنة من الصناعة الكيميائية و ٥,١ كيلوغرام/سنة من صناعة اللدائن. وتسهم صناعة لب الورق والورق بمقدار ٠,١ كيلوغرام/سنة، كما تسهم الكميات المتسربة من مدافن القمامة بكيلوغرام واحد سنوياً (ECOLAS, 2005). وبلغ إجمالي الكميات المتسربة من الصناعة في هذه الدراسة ١٠,٦ كيلوغرام/سنة، وهي منخفضة مقارنة بقيم الاتحاد الأوروبي المذكورة أعلاه: غير أن معدل الاستجابة (أي بيانات المخزونات المتاحة) بالنسبة لاستقصاء ECOLAS بلغ ٤٨ في المائة كحد أقصى، وتم فقط حساب الانبعاثات في المياه السطحية (ECOLAS, 2005).

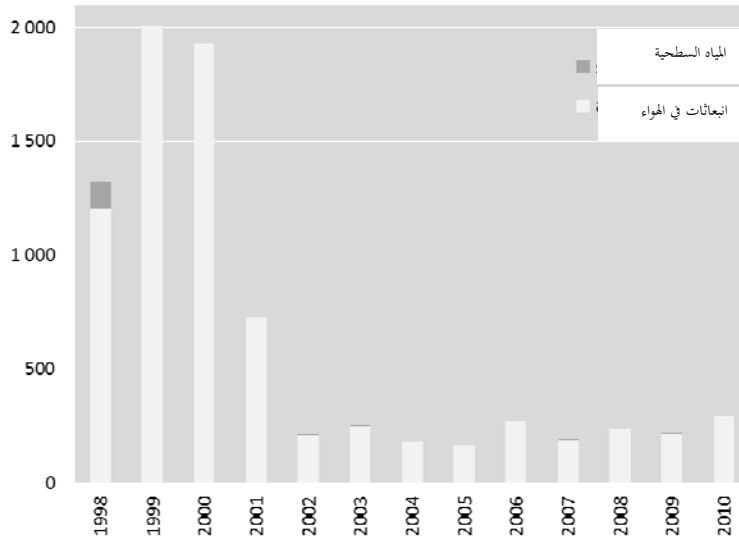
(١٧) ٢٧ من بلدان الاتحاد الأوروبي بالإضافة إلى سويسرا، وأيسلندا، ولختنشتاين، والنرويج، وصربيا؛ وتم الإبلاغ عن انبعاثات تجاوزت عتبة الكيلو غرام سنوياً للمرفق من جانب ١٥ مرفقاً في بلجيكا، والجمهورية التشيكية، وفرنسا، وإيطاليا، وبولندا، والمملكة المتحدة.

الشكل ٢-٣-١-٢: إطلاقات البيوتاديين الأوروبية من الأنشطة الصناعية في عام ٢٠٠٩
(المصدر: الوكالة الأوروبية للبيئة، ٢٠١٢)

Releases per industrial activity		Facilities	Air	Water	Soil
1 Energy sector	Total	1	-	1.10 kg	-
	Accidental	0	-	0	-
1.(a) Mineral oil and gas refineries	Total	1	-	1.10 kg	-
	Accidental	0	-	0	-
4 Chemical industry	Total	2	-	41.1 kg	-
	Accidental	0	-	0	-
4.(a) Industrial scale production of basic organic chemicals	Total	2	-	41.1 kg	-
	Accidental	0	-	0	-
4.(a).(viii) Basic plastic materials (polymers), synthetic fibres and cellulose-based fibres	Total	2	-	41.1 kg	-
	Accidental	0	-	0	-
5 Waste and waste water management	Total	12	-	78.0 kg	-
	Accidental	0	-	0	-
5.(a) Disposal or recovery of hazardous waste	Total	1	-	6.32 kg	-
	Accidental	0	-	0	-
5.(f) Urban waste-water treatment plants	Total	11	-	71.6 kg	-
	Accidental	0	-	0	-
Total	Total	15	-	120 kg	-
	Accidental	0	-	0	-

تعد الإطلاقات الحالية من البيوتاديين في الهواء والمياه السطحية بالولايات المتحدة الأمريكية بنفس القدر من الضخامة (انظر الشكل ٢-٣-١-٢؛ تم تحويل البيانات الأصلية من أرطال إلى كيلوغرامات: الرطل يساوي ٤٥٣٦ ،٠ كيلوغرام)

الشكل ٢-٣-١-٢: إطلاقات البيوتاديين الأمريكية (كيلوغرام) في الجو والماء والمياه السطحية
(مصدر البيانات: وكالة حماية البيئة الأمريكية، ٢٠١٢)



٣١ - ولا يزال هناك احتمال الإطلاق العرضي للبيوتاديين من إنتاج المذيبات المكلورة في معظم أنحاء العالم (Lecloux, 2004، النرويج، 2011) وتشير التقارير الواردة من ولاية كاميل نادو، جنوب الهند، (IPT 2005, Narayan 2011) إلى انبعاثات حالية كبيرة^(١٨) للبيوتاديين من الصناعة على الرغم من عدم وجود بيانات مقابلة بالنسبة لآسيا على سبيل المثال. وتفيد البيانات التي قدمها Juang وآخرون (٢٠١٠) بأنه لا تزال هناك مصادر كثيرة في جنوب شرق آسيا.

٣٢ - وعلى الرغم من عدم وجود استخدامات مقصودة للبيوتاديين السداسي الكلور في كندا، فقط قُدر في عام ٢٠٠٤ أنه قد يستمر انطلاق البيوتاديين السداسي الكلور من مصادر غير مقصودة، بما في ذلك الملوثات في المذيبات المكلورة (بتقدير أقصى هو ٤٥ غ/سنة) وكلوريد الحديدك/الحديد (بتقدير أقصاه ١٠ غ/سنة) ونواتج ثانوية تتولد من صناعة المغنيزيوم (بتقدير أقصاه ٧ غ/سنة). ويمكن للمصادر المحتملة الأخرى أن تشمل المواد المتسربة من المطامر الخطرة (وكالة البيئة الكندية ٢٠٠٤).

٣٣ - ويمكن أن يتسرب البيوتاديين أيضاً من مدافن النفايات (وزارة البيئة الكندية، ١٩٩٩). وقد أوضحت القياسات الأخيرة وجود تراكيزات في حدود ٠,٠٠٨ - ٠,٠٠٨ ميكروغرام من البيوتاديين في اللتر من السائل المرشح من مدافن النفايات البلدية في بولندا (Matejczyk وآخرون، ٢٠١١). غير أن النقص العام للبيانات، وخاصة من البلدان غير الأعضاء في لجنة الأمم المتحدة الاقتصادية لأوروبا بالنسبة لانبعاثات البيوتاديين من النفايات، يجعل من الصعب تقدير حجم المصادر الحالية للبيوتاديين. وبالنسبة للاتحاد الأوروبي، تعد الانبعاثات من إدارة النفايات في نفس الحجم، وعادة ما تكون أكبر من الانبعاثات الناتجة عن الصناعة (الجامع السنوية للفترة ٢٠٠٧-٢٠٠٩). وعلى العكس من ذلك، وبالنسبة للصناعة في الولايات المتحدة، يتضح من بيانات سجل الإطلاقات السمية أن حجم الانبعاثات في الجو يبلغ ست أمثال حجم الانبعاثات من البيوتاديين الذي تم التخلص منه (معظمها في مدافن النفايات).

٣٤ - ومجمل القول أنه بينما انخفضت إطلاقات المنتجات الفرعية من البيوتاديين من حيث الحجم في منطقة لجنة الأمم المتحدة الاقتصادية لأوروبا خلال العقود الأخيرة - وإن كانت لا تزال مستمرة - إلا أنه لا يزال هناك نقصٌ حاد في المعلومات عن الإنتاج الفرعي في البلدان غير الأعضاء في لجنة الأمم المتحدة الاقتصادية لأوروبا. ومن المتوقع أن تُعزى الانخفاضات في منطقة اللجنة الاقتصادية لأوروبا بدرجة كبيرة إلى الاستثمارات التقنية (إعادة تدوير أو تدمير المنتجات الفرعية في الموقع، وإدارة النفايات)، ولكن لا تطبق بالمثل معايير صارمة في بلدان أخرى، وهذا ما تشير إليه التقارير في الواقع عن التلوث الحالي بالبيوتاديين في الهند على سبيل المثال.

٣٥ - وقد تولدت نفايات البيوتاديين بأحجام كبيرة في الماضي. وبصرف النظر عن المعايير الحالية لإدارة النفايات، هناك أمثلة معروفة عن مدافن للنفايات تحتاج الآن إلى إصلاح، وتوضح خطورة التلوث بالبيوتاديين. ومرة أخرى، لا يمكن أن يقال الكثير عن تركة مخزونات البيوتاديين أو حتى عن إطلاقات البيوتاديين الحالية من النفايات في البلدان غير الأعضاء في اللجنة الاقتصادية لأوروبا. غير أنه في بعض الحالات، قُدر البيوتاديين المخزون في بيئة ملوثة بأحجام كبيرة: ويقول Krantzberg وآخرون (١٩٩٩) أنه يحتمل أن يكون في حدود ٤٠٠ كيلوغرام من البيوتاديين الموجود في رواسب ملوثة في منطقة البحيرات العظمى.

(١٨) تعني كلمة "كبيرة" في هذا السياق أنه "لا يمكن تجاهلها"، أي أنها تؤدي إلى مستويات للبيوتاديين في البيئة تعزى، من الناحية المكانية والتقنية إلى مصانع معروفة، كما أنها مرتفعة للغاية بحيث لا تستبعد المخاطر الأيكولوجية أو الصحية بصورة مأمونة؛ بينما يبدو من غير المحتمل في نفس الوقت أن تكون هذه الإطلاقات الصناعية ظاهرة استثنائية قاصرة على ولاية هندية معينة داخل منطقة آسيا الواسعة التي لا تتوفر بشأنها بيانات عن الانبعاثات.

٢-٢ المصير البيئي

١-٢-٢ مقاومة التحلل

التحلل اللاأحيائي

٣٦ - ليس من المتوقع أن يتعرض البيوتادايين السداسي الكلور للتحلل في الماء نظراً لعدم وجود مجموعات وظيفية قابلة للتحلل في الماء. وطبقاً للبرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (١٩٩٤)، فإن البيوتادايين يمتص الضوء في نطاق الطيف الشمسي. ولهذا يمكن حدوث التحلل عن طريق التحلل الضوئي المباشر. ويقول البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية إن التعدن بنسبة أقل من ٥٠ في المائة حدث في وسط تجريبي باستخدام البيوتادايين الممتز بواسطة هلام السيليكون في ظروف محاكاة الأشعة فوق البنفسجية التروبوسفورية بعد ستة أيام. غير أن النتائج (استناداً إلى تصميم الدراسة) لا تسمح بتقدير ثابت معدل الصلاحية أو التحلل بالنسبة للحبيبات البيئية.

٣٧ - وطبقاً لما ذكرته وزارة البيئة الكندية (١٩٩٩) فإن البيوتادايين يبقى في الهواء إلى أن يتحلل من الناحية الكيميائية الضوئية أو يتم التخلص منه في الماء أو التربة عند امتزازه بواسطة مواد جسيمية. وتتم عملية الإزالة الرئيسية من الجو عن طريق التحلل بمعدل يحدده معدل تفاعله في الطور الغازي فقط مع شقوق الهيدروكسيل طبقاً لنموذج انتقال الملوثات العضوية الثابتة المتعددة الحبيبات (Vulyk وآخرون، ٢٠٠٥).

٣٨ - وتم الإبلاغ عن أنصاف أعمار تقديرية استناداً إلى التحلل عن طريق التفاعل مع شقوق الهيدروكسيل، وتتراوح ما بين ستين يوماً وثلاث سنوات، وكذلك أنصاف أعمار مدتها ٨٤٠ يوماً (٢،٣ سنة) في نصف الكرة الأرضية الشمالي، و ٢٩٠ يوماً (٠،٨ سنة) في نصف الكرة الأرضية الجنوبي، استناداً إلى ثابت لمعدل شقوق الهيدروكسيل قدره 1.0×10^{-4} سنتيمتر مكعب/جزء/ثانية وتركيز لشقوق الهيدروكسيل قدره 1.0×10^{-7} و 1.0×10^{-17} جزئيات/سم مكعب، على الترتيب (وزارة البيئة الكندية، ١٩٩٩).

٣٩ - وفي الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4، ترد أنصاف أعمار تقديرية في الهواء قدرها ٣٦٥ يوماً، استناداً إلى ١٢ ساعة يومياً 1.0×10^{-5} شقوق الهيدروكسيل/سم مكعب، وأنصاف أعمار قدرها ٥٨٢ يوماً و ١٩٤ يوماً، استناداً إلى 1.0×10^{-7} شقوق الهيدروكسيل/سم مكعب، و 1.0×10^{-17} شقوق الهيدروكسيل/سم مكعب على الترتيب.

٤٠ - ويتحدث Mackey وآخرون (٢٠٠٦) عن نصف عمر في الهواء قدره ٣،٣-٠،٣ سنة استناداً إلى ثابت معدل تقديري لتفاعل طور البخار مع شقوق الهيدروكسيل. ويمكن أن يستنفد البيوتادايين أيضاً بواسطة الأوزون، مع أن هذا يتسم بأهمية ضئيلة استناداً إلى نصف عمر متوقع لتفاعل الأوزون قدره ١٦٥ يوماً و ٥٠٠ يوماً (منظمة التعاون والتنمية في المجال الاقتصادي، نتائج التصنيف الكندي، ٢٠١٢).

٤١ - ويذكر مصرف بيانات المواد الخطرة (٢٠١٢) تقديراً لنصف العمر التروبوسفيري على أساس بيانات رصد في مواقع نائية يبلغ ١،٦ سنة في نصف الكرة الأرضية الشمالي، و ٠،٦ سنة في نصف الكرة الأرضية الجنوبي.

٤٢ - واستناداً إلى Howard (١٩٩١)، يمكن أن تستند التقديرات الخاصة بمعدل التأكسد الكيميائي الضوئي للبيوتاديين بواسطة شقوق الهيدروكسيل إلى ثابت معدل مقيس لتفاعل شقوق الهيدروكسيل مع رباعي كلورو الإيثيلين. وثابت المعدل المقيس المفضل للأكسدة الكيميائية الضوئية للأوليفينات المتماثلة المشبعة بالكلور عن طريق شقوق الهيدروكسيل بمقدار ٢٩٨ قيراطاً هو ١٠×١٠^{-١٣} سم مكعب/جزء/ثانية (Atkinson وآخرون، ٢٠٠٨).

٤٣ - ومجمل القول إن البيوتاديين السداسي الكلور معرض للتحلل الضوئي والتأكسد الضوئي بواسطة شقوق الهيدروكسيل والأوزون. غير أن البيانات التجريبية عن التحلل الضوئي المباشر محدودة. وتشير البيانات المقيسة (ثابت المعدل) عن مادة متمثلة إلى منتصف عمر البيوتاديين في الجو يقل عن يومين. ومن المتوقع أن تحدث عملية التخلص الرئيسية من البيوتاديين في الجو عن طريق الأكسدة بواسطة شقوق الهيدروكسيل. وتشير التوقعات وحسابات الرصيد المادي بناء على بيانات الرصد إلى منتصف عمر طويل للغاية في الجو، أي أقل من سنة واحدة.

التحلل البيولوجي بما في ذلك معلومات عن مسارات التحلل

٤٤ - استناداً إلى الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4، تم الوصول إلى التصنيفات التالية من خلال الحسابات النموذجية التي أجريت باستخدام نموذج Biowin (الخطي وغير الخطي) الذي طورته شركة سيراكوز لتقدير القابلية للتحلل البيولوجي: البيوتاديين لا يتحلل بيولوجياً على نحو سريع؛ والإطار الزمني النهائي للتحلل البيولوجي: مادة عصبية؛ والإطار الزمني الأولي للتحلل: المادة تتحلل في غضون أسابيع. وتذكر هيئة نتائج التصنيف الكندية (٢٠١٢) التابعة لمنظمة التعاون والتنمية في الميدان الاقتصادي نصف عمر متوقع نهائي للتحلل البيولوجي قدره ١٨٢ يوماً، واحتمالاً للتحلل البيولوجي استناداً إلى قاعدة بيانات MITI يبلغ ٠,٠٠٠٠١ محسوباً بنموذج Biowin v 4.01. وقدمت اليابان (٢٠١١) نتائج من تجربة عن إمكانية التحلل البيولوجي الدائم طبقاً للمبدأ التوجيهي لاختبار المواد الكيميائية TG 301C الخاص بمنظمة التعاون والتنمية في الميدان الاقتصادي (المعدل من أجل المواد الطيارة). وكانت قيم الطلب البيولوجي على الأكسجين بعد ٢٨ يوماً ٦ - ٣٣ في المائة (غير قابل للتحلل البيولوجي دائماً). ولوحظ ارتفاع الامتزاز في التجربة. واستناداً إلى مصرف بيانات المواد الخطرة (٢٠١٢) فإن الامتزاز المرتفع (بناءً على القيم المرتفعة لمعامل التفرق في الكربون/الماء) يخفف التوافر البيولوجي وبالتالي إمكانية التعرض للتحلل.

٤٥ - وجاء في الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4 أن البيوتاديين السداسي الكلور مادة عصبية على التحلل في الظروف الهوائية، بينما لوحظ في الظروف اللاهوائية أنه قد تم نزع الكلور عن طريق الاختزال. واستناداً إلى تركيب البيوتاديين السداسي الكلور، يمكن التنبؤ بأن من الضروري أن يتم نزع الكلور في البداية قبل حدوث تحلل بيولوجي هوائي. غير أن Taylor وآخرون (٢٠٠٣) يشير إلى أدلة على أن البيوتاديين السداسي الكلور ربما لا يتحلل في ظروف لا هوائية في التربة. ولاحظ Bosma وآخرون (١٩٩٤) أنه قد تم التخلص من البيوتاديين السداسي الكلور في ظروف لا هوائية (تعزى إلى نشاط بكتيري لا هوائي) بعد فترة تأقلم قدرها أربعة أشهر، ولكن لم يحدث التخلص خلال الثلاث سنوات في ظروف هوائية. وكان ناتج التحلل الرئيسي في هذه الدراسة ١، ٢، ٣، ٤، - رابع كلوريد - ١، ٣ - بيوتاديين (أكبر من ٩٠ في المائة)، ولكن لم يتم حساب أنصاف الأعمار. وهذه المادة المعروفة بأنها عامل مضاد للفطريات يمكن أن تتحلل بدرجة أكبر في الظروف الهوائية. وأشار Booker وآخرون (٢٠٠٠) أيضاً إلى نزع

الكلور اللاحق على نطاق واسع عن طريق الاختزال من البيوتاديين السداسي الكلور في ظروف هوائية. وكانت نواتج التحلل الرئيسية هي أيزوميرات ثلاثي وثنائي الكلور - ١,٣ بيوتاديين، وآثار أحادي الكلور - أيزومر ١,٣ البيوتاديين. وأوضح James (٢٠٠٩) أن هناك بكتيريا غير محددة من الحمأة النشطة يمكنها نزع الكلور في ظروف لا هوائية من البيوتاديين السداسي الكلور ليتحول إلى كلور خال من غازات الهيدروكربون، وهو بالتحديد ١,٣ - البيوتاديين. واستناداً إلى الوكالة الدولية لبحوث السرطان، يعد ١,٣ - البيوتاديين مادة مسرطنة للإنسان (المجموعة ١).

٤٦ - وجاء في مصرف بيانات المواد الخطرة (٢٠١٢) أن التحلل البيولوجي يحدث في تجارب المجموعة الهوائية والمائية الهوائية. ووجد Tabak وآخرون (١٩٨١) أن الزراعات الثابتة للقاحات المياه المستعملة المحلية قادرة على أن تزيل تماماً تركيزات قدرها ٥ أو ١٠ ملليغرام/لتر من البيوتاديين السداسي الكلور في غضون سبعة أيام من التلقيح بواسطة الأكسدة البيولوجية (أغلقت قنينات الزراعة بواسطة سدادات زجاجية لتفادي الخسارة عن طريق التطاير). ووجد Schröder (١٩٨٧) في تجربة استغرقت ٨ أيام أجريت في محطة لمعالجة مياه الصرف البيولوجية ذات الأحمال المنخفضة في ظروف هوائية امتزازاً بنسبة ٧٢ في المائة تقريباً وتحلاً بنسبة ٨ في المائة، وتطاييراً بنسبة ١٥ في المائة و ٥ في المائة في المياه المستعملة المتدفقة.

٤٧ - وفي الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4 أشير إلى نصف عمر في المياه لمدة ثلاثين يوماً دون الحصول على مزيد من البيانات. واستناداً إلى وزارة البيئة الكندية (١٩٩٩)، يعد التحلل في الماء في الظروف الهوائية بطيئاً جداً كما أن نصف العمر في الماء يتناسب مع كمية المادة العضوية. وقدر Zoeteman وآخرون (١٩٨٠) اختفاء أنصاف الأعمار (بما في ذلك التطاير والامتزاز) من بيانات الرصد، لفترات تتراوح من ثلاث أيام إلى ثلاثين يوماً، ومن ثلاثين يوماً إلى ثلاثمائة يوماً بالنسبة للأبخار والبحيرات والمياه الجوفية على التوالي. وبالنسبة لنصف العمر الأقصر في مياه الأنهار، افترضوا أن الاضطراب المعزز هو العامل الرئيسي، إذ يعمل على زيادة التطاير، والتحلل البيولوجي، وربما التحلل الضوئي. وهذا يتوافق مع مصرف بيانات المواد الخطرة، ٢٠١٢ الذي يرى أن التطاير سيكون أحد المسارات الرئيسية للتبدد من الماء استناداً إلى قانون هنري الخاص بالثبات. ويشير Mackey وآخرون (٢٠٠٦) إلى منتصف عمر للتحلل البيولوجي الهوائي والمائي يتراوح من أربعة أسابيع إلى ستة أسابيع استناداً إلى بيانات الرصد وتجربة لفحص المياه المتأقلمة، واستناداً إلى هذه القيمة، يقدر نصف العمر اللاهوائي للمياه السطحية بنحو ١٦ أسبوعاً إلى عامين، وبالنسبة للمياه الجوفية بنحو ٨ أسابيع إلى ١٢ شهراً. ولهذا فإن البيوتاديين السداسي الكلور يستوفي عتبة الاستقرار في الماء.

٤٨ - وطبقاً لوزارة البيئة الكندية (١٩٩٩) فإن عملية التخلص في الماء قادرة على انتقال كبير للبيوتاديين السداسي الكلور إلى الهواء أو إلى الرواسب. ووجد Prytula وآخرون (١٩٩٦) أن معظم البيوتاديين الممتز لم يكن متوافراً بيولوجياً، وهو ما سيؤدي إلى ثبات لفترة أطول في الرواسب الطبيعية حيث يمثل الامتصاص الخطوة التي تحدد المعدل. ويتضح الامتزاز في الرواسب من القيم المرتفعة لمعامل التفرق في الكربون/الماء. وتعد الرواسب بالوعة للبيوتاديين السداسي الكلور في البيئات المائية (وزارة البيئة الكندية، ١٩٩٩).

٤٩ - ولا توجد سوى بيانات ضئيلة عن مقاومة التحلل في التربة. وطبقاً لمصرف بيانات المواد الخطرة (٢٠١٢)، فإن البيوتاديين السداسي الكلور يكون بطيء الحركة أو بلا حركة في التربة، وهذا يتوقع من قيمه

التقديرية الخاصة بلوغاريتم معامل التفرق في الكربون/الماء (انظر الجدول ١-١-١)، والذي سيحتزل توافره البيولوجي. ومن المتوقع أن يكون التطاير من التربة عملية مصيرية رئيسية. وطبقاً لوزارة البيئة الكندية (١٩٩٩)، تبين أن البيوتادايين السداسي الكلور ينتقل في التربة الرملية - خلافاً لما ذكر قبل ذلك في هذه الفقرة - كما جاء في دراسة عن التسرب إلى الكثبان، مع فترة استقرار تبلغ في المتوسط مائة يوم ومع تحليل بيولوجي طفيف. وتم أيضاً فحص البيوتادايين السداسي الكلور في نظم التربة والنباتات. فبعد سنتين، ظل ٤ في المائة من النشاط الإشعاعي المستخدم في مخلفات غير قابلة للاستخلاص في الخمسين سنتيمتراً العليا من التربة، وهو ما يدل، طبقاً لوزارة البيئة الكندية (١٩٩٩)، على احتمال التراكم البعيد المدى. ويعتقد أن النسبة الباقية وهي ٩٦ في المائة قد تطايرت.

٥٠ - وجاء في الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4 أن البيوتادايين السداسي الكلور يتحلل دائماً في التربة (في ظروف هوائية أساساً). وتقول وزارة البيئة الكندية (١٩٩٩) وكذلك Taylor وآخرون (٢٠٠٣) أن البيوتادايين السداسي الكلور ربما لا يتحلل في التربة في ظروف لا هوائية. ويذكر Mackey وآخرون (٢٠٠٦) نصف عمر تقديري في التربة يتراوح من أربعة أسابيع إلى ستة أشهر استناداً إلى نصف العمر التقديري للتحلل البيولوجي المائي الهوائي.

٥١ - وأجرى Vulykh وآخرون (٢٠٠٥) حساباً لمقاومة التحلل العام محسوباً باعتباره نصف عمر في البيئة باستخدام نموذج MSCE-POP. واتضح أيضاً أن قيمة نصف عمر البيوتادايين السداسي الكلور في الجو تعد أساسية بدرجة كبيرة بالنسبة لتقييم زمن استقراره في البيئة. فقد بلغ نصف العمر في البيئة ١٣ شهراً، بينما تم الحصول على قيم للهواء والماء والتربة بالنسبة لحيزات مختلفة بلغت ١٤ شهراً وثلاث أشهر وستة أشهر.

٥٢ - وهناك عدة دلائل متاحة للتوصل إلى استنتاج بشأن مقاومة البيوتادايين السداسي الكلور للتحلل. فليس من المتوقع أن يتحلل البيوتادايين السداسي الكلور في الماء استناداً إلى تركيبه الكيميائي. وهناك بيانات محدودة عن التحلل الضوئي المباشر. وهناك أدلة تجريبية على أن البيوتادايين السداسي الكلور غير قابل للتحلل البيولوجي دائماً وأن بعض أنصاف الأعمار التقديرية في الماء تتجاوز عتبة مقاومة التحلل وهي شهران، مع أن هناك دلائل على إمكانية حدوث التحلل بدرجة أسرع في ظروف مواتية. وتصل أنصاف الأعمار التقديرية بالنسبة للتربة إلى عتبة مقاومة التحلل وهي ستة أشهر. وفي الظروف اللاهوائية، ربما لا يتحلل البيوتادايين السداسي الكلور، ويحتمل أن يتجاوز البيوتادايين السداسي الكلور العتبة في التربة اللاهوائية. وهكذا فإن معايير مقاومة التحلل قد لا تُستوفي جزئياً بالنسبة لقسم التربة. غير أن بيانات التحلل المتاحة في التربة شحيحة. كما أن بيانات نصف العمر بالنسبة للرواسب ليست متاحة.

٢-٢-٢ التراكم البيولوجي

٥٣ - تم تحليل مصدرين تكمليين للمعلومات لتقييم إمكانية التراكم البيولوجي والتضخم البيولوجي الخاصة بالبيوتادايين السداسي الكلور: واستند تقييم الفرز إلى الخواص الفيزيائية الكيميائية، وتحليل البيانات التجريبية، بما في ذلك التركيب البيولوجي، والتراكم البيولوجي، والتضخم البيولوجي. وترد أدناه العناصر الرئيسية لهذه التقييمات.

تقييم الفرز استناداً إلى الخواص الفيزيائية الكيميائية

٥٤ - يبلغ لوغاريتم معامل التفرق في الأوكتانول/الماء ٤,٧٨ بالنسبة للبيوتاديين السداسي الكلور. وبناء على هذا اللوغاريتم، تم حساب معامل تركيز بيولوجي قدره ٢,٣٠٧ لتر/كيلوغرام بالنسبة للأسماك طبقاً لما ذكره Veith وآخرون (١٩٧٩) في وثيقة التوجيه التقني عن تقييم المخاطر (٢٠٠٣)، والذي يدخل في نطاق القيم المقيسة.

التركيز البيولوجي والتراكم البيولوجي في الأنواع المائية

٥٥ - تتراوح قيم معامل التركيز البيولوجي في المؤلفات من ٧١ إلى ١٧ ألف لتر/كيلوغرام على أساس الوزن الرطب للتدفق عن طريق التجارب المختبرية مع الطحالب، والقشريات، والرخويات، والأسماك في المياه العذبة والمياه البحرية (البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية، ١٩٩٤). وأعلنت وزارة البيئة الكندية (١٩٩٩) أن قيم معامل التركيز البيولوجي تتراوح من ١ إلى ١٩ ألف لتر/كيلوغرام على أساس الجسم بالكامل. وتقول أيضاً أن البيوتاديين السداسي الكلور لا يتراكم في النباتات (وزارة البيئة الكندية، ١٩٩٩). ويعزى هذا التفاوت الكبير في القيم إلى اختلافات في الأنواع من حيث الأيض واختلافات في تركيزات التعرض (وكالة المواد السامة وسجل الأمراض، ١٩٩٤).

٥٦ - وأشارت قاعدة بيانات المعهد الوطني للتكنولوجيا والتقييم (٢٠١٢) إلى قيم لمعامل التركيز البيولوجي من دراسة عن سمك الشبوط (*Cyprinus carpio*) الذي تتراوح نسبة الدهن فيه بين ٥.١ إلى ٦.٢ في المائة تبلغ ٦.٢٨٠ و ٧.٢٢٠ لتر/كيلوغرام عند التعرض لتركيزات تبلغ ٠,٨٣ و ٠,٠٨٧ ميكروغرام/لتر. وبالنسبة للأسماك المنوه، ذُكرت قيمة لمعامل التركيز البيولوجي تبلغ ٦,٩١٨ لتر/كيلوغرام في مصرف بيانات المواد الخطرة (٢٠١٢). وبالنسبة لللافقرات، تبلغ أعلى قيمة لمعامل التركيز البيولوجي ٢٠٠٠ لتر/كيلوغرام في الرخويات وفقاً لما ذكرته وزارة البيئة الكندية (١٩٩٩). وكما يقول Gobas وآخرون (٢٠٠٩)، فإن هذا يشير إلى أن البيوتاديين السداسي الكلور ربما يتراكم بيولوجياً.

٥٧ - ويقول البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (١٩٩٤) إن القيم المتوسطة لمعامل التركيز البيولوجي في الديدان الموجودة في رواسب بحيرة أونتاريو بلغت ٢٩ ٠٠٠ لتر/كيلوغرام على أساس الوزن الجاف تمثل الليبيدات في حوالي ٨ في المائة (Oliver, ١٩٨٧). ولم يُلاحظ التضخم البيولوجي في هذه الدراسة (مصرف بيانات المواد الخطرة، ٢٠١٢).

٥٨ - وكما جاء في البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (١٩٩٤)، فإن معاملات التراكم البيولوجي التي لوحظت على أساس الوزن الرطب في العوالق النباتية، والقشريات، والرخويات، والحشرات، والأسماك في المياه السطحية مماثلة لتلك التي لوحظت في المختبر وتتراوح من ٣٣ إلى ١١ ٧٠٠ لتر/كيلوغرام. وفي تقرير هولندا (٢٠١٢)، تم بحث ثلاث دراسات تتناول قيم معامل التراكم البيولوجي والتي تتراوح بين ٦ ٧٦٠ لتر/كيلوغرام ليبيد و ٥٧٥ ٠٠٠ لتر/كيلوغرام ليبيد. واتضح صحة قيمة واحدة في هذه الدراسات (Oliver وآخرون، ١٩٨٨). وفي هذه الدراسة، بلغت قيم معامل التراكم البيولوجي (والتي تعادل ٥ في المائة من الليبيدات) بالنسبة للقشريات من النوع *Pontoporeia affinis* و *Mysis relicta* ٩ ٢٦٠ لتر/كيلوغرام، و ٢٥٠ ٠٠٠ لتر/كيلوغرام. وبالنسبة لأسماك *Cottus cognatus* بلغ معامل التراكم البيولوجي ١٧ ٣٦٠ لتر/كيلوغرام. وبالإضافة إلى ذلك، وكما جاء في تقرير هولندا (٢٠١٢)، تم حساب قيمة لمعامل التراكم

البيولوجي، وهي ٢٣٠ ٢٢ لتر/كيلوغرام على أساس القيمة الأعلى لمعامل التركيز البيولوجي، وهي ٤١٠ ٧ لتر/كيلوغرام للأسماك الشبوط (اليابان، ٢٠١٢)، وعلى أساس قيمة سابقة لمعامل التضخم البيولوجي تبلغ ٣ (بين القيمة التي تبلغ ٢ بالنسبة للوغاريتم معامل التفرق في الأوكتانول/الماء والذي يبلغ ٤,٧٨ والقيمة التي تبلغ ١٠ بالنسبة لمعامل التركيز البيولوجي الذي يبلغ ٤١٠ ٧ لتر/كيلوغرام) طبقاً لوثيقة التوجيه التقني بشأن تقييم المخاطر (٢٠٠٣).

٥٩ - وتقول وزارة البيئة الكندية (١٩٩٩) إن البيوتادايين السداسي الكلور لا يتضخم بيولوجياً بسبب معدل تطهيره السريع. ويتم التخلص من هذه المادة في أسماك *Carassius auratus* مع نصف عمر يبلغ ٦,٣ يوم. وقد أكد هذا البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (١٩٩٤)، حيث أشير إلى دراستين عن الأسماك لم يلاحظ فيهما التضخم البيولوجي. كيللي وآخرون (٢٠٠٧). غير أنه ترد في التقرير قيم محسوبة لمعامل التضخم البيولوجي بالنسبة للبيوتادايين السداسي الكلور (على أساس لوغاريتم معامل التفرق في الأوكتانول/الماء) في اللافقرات، والأسماك، والزواحف، والبرمائيات، والطيور، والثدييات، والإنسان. وتعد هذه القيم أصغر من ١ بالنسبة لجميع هذه الكائنات. وفي هولندا ٢٠١٢، حُسب معامل التضخم البيولوجي طبقاً للمنهجية المتبعة في وثيقة التوجيه التقني (٢٠٠٣)، التي تشير إلى احتمال حدوث تضخم بيولوجي. غير أنه لم يظهر أي انتقال غذائي نظراً لعدم وجود أي دراسات عن السلسلة الغذائية.

٦٠ - وتشير البيانات المقاسة المأخوذة من أنواع مائية إلى قيم لمعامل التركيز البيولوجي أو مُعامل التراكم البيولوجي أقل من ٥٠٠٠ لتر/كيلوغرام، ومن الواضح أن هذا يفي بالمعايير الواردة في المرفق دال.

٢-٢-٣ القدرة على الانتقال البيئي البعيد المدى

٦١ - يمكن استخدام مصادر معلومات متعددة لتقييم الانتقال البعيد المدى بالنسبة للبيوتادايين السداسي الكلور: الخواص الفيزيائية الكيميائية، والنمذجة، واستعراض بيانات الرصد الحالية في المناطق النائية.

فحص الخواص الفيزيائية الكيميائية

٦٢ - يشير الارتباط بين التطاير، ومقاومة التحلل في الجو (انظر القسم ٢-٢-٢)، وظهور البيوتادايين السداسي الكلور في الكائنات الحية من مناطق نائية إلى احتمال كبير لانتقاله البعيد المدى.

تنبؤات نموذج الانتقال البعيد المدى

٦٣ - يستخدم نموذج MSCE-POP (Vulykh وآخرون، ٢٠٠٥) وهو نموذج للانتقال الكيميائي المتعدد الحيزات، نَحْجاً معيارياً للتغلب على اعتماد النموذج على القيم العددية وقد اختير البنزوبيرين والبنزين السداسي الكلور كمادتين للقياس. وقد افترضوا لنموذجهم أنصاف أعمار للبيوتادايين السداسي الكلور تبلغ ١٤ شهراً، و٣ أشهر، و٦ أشهر في الهواء، والماء، والتربة على الترتيب. ويتوقع النموذج مسافة للانتقال في الجو (وهي المسافة التي ينخفض بعدها التركيز دون ١/١٠٠٠ عن التركيز في المصدر) تبلغ ٨ ٧٨٤ كيلو متراً، ومنتصف عمر في الجو يبلغ ١١٨ يوماً. ويؤكد المؤلفون أن مسافة الانتقال بهذا الحجم تسبب انتشار التلوث بالبيوتادايين السداسي الكلور إلى مسافة طويلة للغاية. وباستخدام البنزوبيرين والبنزين السداسي الكلور كمادتين للقياس في نفس النموذج، يقدر المؤلفون نصف عمر للبيوتادايين السداسي الكلور في البيئة يقل عن نصف العمر المتوقع بالنسبة للبنزين السداسي الكلور، وأطول ٥ مرات من نصف

عمر البنزوبيرين. وحدد MacLeod وآخرون (٢٠٠٧) احتمالاً أعلى للانتقال بعيد المدى بالنسبة للبيوتاديين السداسي الكلور باستخدام نموذج منظمة التعاون والتنمية في الميدان الاقتصادي المتعدد الوسائط الذي يفترض بارامترًا يتنبأ بأنصاف أعمار (بالساعات) تبلغ ١٠٠ ٩، و ١٧٠٠ ١، و ١٧٠٠ ١ في الهواء، والماء، والتربة. وعلاوة على ذلك، فإن المادة الكيميائية تتجزأ بصورة كاملة تقريباً في الجو طبقاً لحساب النموذج، ولذلك فإن عمليات المصير في الهواء هي التي تحدد سلوكه.

٦٤ - ويعد منتصف العمر الطويل للبيوتاديين السداسي الكلور ومسافة انتقاله في الجو من بين الشواغل الرئيسية لأن نتائج النمذجة التي توصل إليها مختلف المؤلفين تبين أن جزءاً كبيراً من إطلاقات البيوتاديين السداسي الكلور تنتهي في الغلاف الجوي، ما لم تتسرب إلى التربة. ويتوقع المستوى الثالث لمعيار التوازن في نموذج الحالة الثابتة الذي استخدمته وزارة البيئة الكندية ووكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة أن يتبقى أكثر من ٩٨ في المائة من الإطلاقات في الجو، ونحو ١ في المائة في التربة، وأقل من ١ في المائة في الماء والرواسب. ومن بين الإطلاقات إلى الماء، لا يزال ١٥ في المائة من الإطلاقات موجودة في الهواء، و ١٥ في المائة ١ في المائة أخرى موجودة في الرواسب والتربة على الترتيب. ولكن عند التسرب إلى التربة، فإن نحو ٩٩ في المائة من التلوث سيوجد في التربة ونحو ١ في المائة في الهواء (DMER and AEL، نمذجة ١٩٩٦، وذكرتها وزارة البيئة الكندية، ١٩٩٩). غير أن هذا لا يتوافق مع الدراسة التي وردت في مصرف بيانات المواد الخطرة (٢٠١٢) والتي تشير إلى خسارة بالنسبة ٩٦ في المائة من منظومة التربة والنباتات.

٦٥ - وتشير مصادر أخرى إلى تفرّق في الهواء والماء والمواد الصلبة يبلغ ٧٨، و ٢، و ٢٠، أو تتنبأ بتوزيع نظري أقل من ٩٩ في المائة في الجو (المركز الأوروبي للأيكولوجيا وعلم السموم للصناعة الكيميائية، ١٩٨٨، وبلدان الشمال الأوروبي، ١٩٨٨، كما أشير إليه في SYKE، ٢٠١٢). واستناداً إلى البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (١٩٩٤)، فإن الانتقال بين الحيزات يحدث أساساً عن طريق التطاير، والامتزاز في المواد الجسيمية، ثم عن طريق الخزن أو الترسيب.

٦٦ - وكان البيوتاديين السداسي الكلور من بين المواد الكيميائية المراد إدراجها في البرنامج السويدي للرصد بعيد المدى استناداً إلى بيانات تجريبية عن تكرار اكتشافه في الجو والترسيب، ومقاومة التحلل في الجو، وتقدير التراكم البيولوجي، وما إذا كانت هذه المادة قد اكتشفت في عينات هوائية و/أو رسوبية متباعدة. وقد أدرج البيوتاديين السداسي الكلور في قائمة التصنيف النهائي للمواد الكيميائية التي وضعت لها أولوية الرصد الجوي بعيد المدى لأن "هذه المواد الكيميائية لها خواص تولد إمكانية عالية للانتقال بعيد المدى والتراكم البيولوجي، وقد تم اكتشافها بصورة متكررة في الجو و/أو عينات رسوبية حللت في إطار برامج الفرز السويدية." (الشبكة الدولية للتخلص من الملوثات العضوية الثابتة، ٢٠١٢، Palm-Cousins وآخرون، ٢٠١١).

تأكيد يستند إلى قياسات في المناطق النائية

٦٧ - يشير Belfroid وآخرون (٢٠٠٥) إلى الأعمال التي قام بها Kaj & Palm (٢٠٠٤)، Kaj و Dusan (٢٠٠٤) اللذان تتبعوا البيوتاديين السداسي الكلور في الهواء والترسيب الجوي في السويد، ولكن ليس في حمأة الصرف الصحي، أو الرواسب، أو الرخويات أو الأسماك. وهم يشيرون أيضاً إلى Vorkamp وآخرون (٢٠٠٤) الذي وجد البيوتاديين السداسي الكلور في ثدييات برية وطيور، ولافقرات بحرية، وأسماك، وثدييات، وطيور مائية في غرينلاند. كذلك احتوت عينات مأخوذة من دببة قطبية في جزيرة Svalbard على

البيوتاديين السداسي الكلور (Gabrielsen وآخرون، ٢٠٠٤). وأكد Belfroid وآخرون (٢٠٠٥) أن هذه المعلومات الإيجابية وردت من مناطق لم يستخدم فيها البيوتاديين السداسي الكلور قط، وهو ما يدل على الانتقال البعيد المدى للبيوتاديين السداسي الكلور.

٦٨ - وقد عثر Murdoch وآخرون (١٩٩٢) على أدلة سابقة خاصة بالانتقال البعيد المدى مع بيانات عن الرواسب من بحيرة Slave العظمى في مناطق كندا الشمالية الغربية، يتراوح تركيزها من ٠,٠١ إلى ٠,٢٣ نانوغرام/غرام.

٦٩ - وخلاصة القول إن البيوتاديين السداسي الكلور لديه قدرة كبيرة على الانتقال البعيد المدى في الجو كما أظهرت النماذج (أنصاف أعمار تتراوح بين ٦٠ يوماً وأكثر من ثلاث سنوات) والأدلة التجريبية (ظهور البيوتاديين السداسي الكلور في الكائنات الحية وفي الجو ومن مواقع في جوف الأرض).

٣-٢ التعرض

١-٣-٢ بيانات الرصد البيئي

٧٠ - تعد بيانات الرصد الحديثة (أي في غضون الخمسة عشرة عاماً الماضية) بيانات شحيحة. ويقدم الجدول ١-٣-٢ أمثلة على المستويات الحالية للبيوتاديين السداسي الكلور في الأوساط المختلفة، والتي لوحظت في أستونيا (أستونيا، ٢٠١١). ويشير الجدول ٢-١-٣-٢ إلى القيم التي وردت عن الكائنات الحية في منطقة الاتحاد الأوروبي.

الجدول ١-٣-٢-١: تركيزات البيوتاديين السداسي الكلور في بيئة أستونيا (المصدر: أستونيا، ٢٠١١)

السنة	عدد العينات	تركيز البيوتاديين السداسي الكلور	نوع العينة
2011	14	<0.003 ميكروغرام/لتر	المياه العذبة
2011	7	0.006 - 0.01 ميكروغرام/لتر	المياه العذبة
2011	6	< 0.003 ميكروغرام/لتر	المياه البحرية
2011	5	0.0002 - 0.01 ميكروغرام/لتر	المياه البحرية
2011	36	< 1 µg/kg ميكروغرام/كيلوغرام من وزن الجسم	رواسب القاع
2011	٢ (عينة مركبة)	< 0.05 µg/kg الوزن الرطب للنسيج	كبد الكائنات الحية
2011	٩ (عينة مركبة)	0.07 - 0.38 µg/kg الوزن الرطب للنسيج	كابت الكائنات الحية
2011	١١ (عينة مركبة)	0.03 - 0.24 µg/kg الوزن الرطب للنسيج	عضلات الكائنات الحية
2010	10	< 0.1 µg/l ميكروغرام/لتر	المياه المستعملة (دوافق)
2010	16	< 0.1 µg/l	المياه العذبة
2008	29	< 0.1 µg/l	العواصف المطيرة
2008	1	0.28 µg/l	العواصف المطيرة

الجدول ٢-٣-١-٢: تركيزات البيوتاديين السداسي الكلور في الكائنات الحية

المصدر	الأساس	مستوى التركيز [ميكروغرام/كيلوغرام]	حجم العينة	النوع	السنة	البلد
Gabrielsen وآخرون، 2004	الوزن الرطب	1.2-8.9	15	الديبة القطبية	2002	سفالبارد
Vorkamp وآخرون، 2004	الوزن الجليد	غير معروف - 4.9	١٧ (أنسجة مختلفة/فردية)	الثدييات البرية	1999-2001	غرينلاند
		غير معروف - 0.57	4	لافقريات بحرية		
		غير معروف - 2.6	١٦ (أنسجة مختلفة/فردية)	أسماك بحرية		
		غير معروف - 3.4	٨ (أنسجة مختلفة/فردية)	طيور بحرية		
		غير معروف - 0.8	٢٥ (أنسجة مختلفة/فردية)	ثدييات بحرية		
الوكالة الأوروبية للبيئة	الوزن الرطب	0.07 < الحدود القابلة للكشف	3	Crassostrea angulata	2005-06	أسبانيا
		< 8.22	45	Delphinapterus leucas	2000	الدانمرك
		< 8.22	12	Gadus morhua	2000	الدانمرك
		< 8.22	10	Mallotus villosus	2000	الدانمرك
		< 8.22	3	Monodon monoceros	2000	الدانمرك
		< 0.175 - < 8.22	74	Myoxocephalus scorpius	2000	الدانمرك
		0.01 - < 0.4	62	Mytilus edulis	2002-09	هولندا، والمملكة المتحدة، وأسبانيا
		< 8.22	21	Pandalus borealis	2000	الدانمرك
		< 0.02 - < 2.2	44	Phoca hispida	1999	الدانمرك
		0.1-0.6	71	Platichthys flesus	2009	هولندا
		< 8.22	11	Reinhardtius hippoglossoides	2000	الدانمرك
		< 8.22	7	Salmo salar	2000	الدانمرك
		< 8.22	20	Salvelinus alpinus	2000	الدانمرك
		< 8.22	5	Sebastes marinus	2000	الدانمرك

تشير جميع العلامات الأخرى ">" إلى قيم تقل عن حدود التقدير: وكانت هذه التركيزات قابلة للكشف ولكنها ظلت دون مستوى عدم يقين القياس المقبول.

٧١ - وذكرت منظمة الصحة العالمية (٢٠٠٤) التركيزات التالية للبيوتاديين السداسي الكلور في الماء (انظر الجدول ٢-٣-١-٣):

الجدول ٢-٣-١-٣: تركيزات البيوتاديين السداسي الكلور في الماء (هذا الجدول وردت تعديلاته من منظمة الصحة العالمية، ٢٠٠٤)

المصدر	البيوتاديين السداسي الكلور [ميكروغرام/لتر]	الكتلة المائية
الوكالة الدولية لبحوث السرطان ١٩٧٩	0.05-5	المياه العادية
الوكالة الدولية لبحوث السرطان ١٩٧٩	0.1-5	الراين
Amaral وآخرون، ١٩٩٦	0.2	مياه نهر الألب
الوكالة الدولية لبحوث السرطان، ١٩٧٩	0.9-1.9	المسيحي
Almedia وآخرون، ١٩٩٧	0.01-0.48	لويزيانا
وكالة البيئة اليابانية، ١٩٨٢	< 0.02	اليابان
الوكالة الدولية لبحوث السرطان، ١٩٧٩	6.4	الدوافق من مصنع كيميائي أوروبي

٧٢ - وخلال التسعينات من القرن الماضي، اكتشفت دراستان في المملكة المتحدة وكندا، وجود البيوتاديين السداسي الكلور في مياه الشرب، ولكن بتواتر منخفض للغاية: فقد تجاوزت عينة واحدة من بين ٢٨٠ عينة حدود الكشف التي تبلغ ٠,٤ نانوغرام/لتر في دراسة عن مستجمعات مياه نهر همبر (المملكة المتحدة) في الفترة ١٩٩٥-١٩٩٦، واحتوت خمس عينات من بين ٢ ٩٩٤ عينة مأخوذة من موقعاً ١٤٣ في أونتاريو (كندا) على آثار نذرة للبيوتاديين السداسي الكلور بتركيز أقصى قدره ٦ نانوغرام/لتر (Meharg وآخرون، ١٩٩٨، وOMEE، ١٩٩٦، كما ورد في Lecloux، ٢٠٠٤). وعلى العكس من ذلك لاحظت منظمة الصحة العالمية (٢٠٠٤) أن البيوتاديين السداسي الكلور يكتشف بصورة متكررة في المياه العادية (المستوى المتوسط عادة $> ٠,١$ ميكروغرام/لتر)، وعلى سبيل المثال نهر الراين (١،٠-٥ ميكروغرام/لتر)، فقد اكتشف في مياه الشرب بمقدار ٢-٣ نانوغرام/لتر. وفي عام ٢٠٠٦، كانت مستويات البيوتاديين السداسي الكلور في آبار مياه الشرب في بازل (سويسرا) أقل من حد الاكتشاف وهو ٥٠ نانوغرام/لتر (Brüschweiler وآخرون، ٢٠١٠). وقد أدت إطلاقات البيوتاديين السداسي الكلور من مدفن للنفايات غير المستعملة إلى تلوث المياه الجوفية (والهواء الداخلي في المملكة المتحدة) (COT، ٢٠٠٠).

٧٣ - وقد توصلت دراسة استقصائية للأهوار في الفترة ١٩٩٤-١٩٩٧ في ستة بلدان أوروبية إلى نحو ٩٠ في المائة من ١٢ نانوغرام/لتر (Govaerts وآخرون، ٢٠٠٠ و ٢٠٠٤، على النحو الذي ذكره Lecloux، ٢٠٠٤).

الهواء

تم قياس البيوتاديين السداسي الكلور في المنطقة القطبية الكندية في الفترة من ٢٠٠٢-٢٠٠٩ باستخدام عينات مستمرة بأحجام كبيرة بمعدل ٥٢ عينة كل سنة. وكانت حدود الكشف تتراوح من ٠,٠٢٥ إلى ٠,٣٧ بيكوغرام/متر مكعب، حيث كان ما بين ٠ إلى ٢٠ في المائة من جميع العينات كل عام دون حدود الكشف، وما بين ٥٩ إلى ٩٣ في المائة من جميع العينات كل عام أعلى ثلاث مرات من حدود الكشف (Hung، ٢٠١٢). ويتحدث Kaj & Palm (٢٠٠٤) عن تركيزات جوية قدرها ٠,١٦ نانوغرام/متر مكعب (متوسط) بالنسبة لمختبرين سويديتين.

الرواسب

تم الإبلاغ عن بعض المواقع الحرجة الملوثة بالبيوتاديين السداسي الكلور المحلي في منطقة نهر سانت كلير على الحدود الأمريكية الكندية، مع وجود أقصى تركيز في الرواسب قدره ٣١٠ ملليغرام/كيلوغرام في الوزن الجاف في عام ١٩٩٤ (Farara & Burt، ١٩٩٧، وKauss، ١٩٩٧، كما جاء في وزارة البيئة الكندية، ٢٠٠٠). وفي منطقة صناعية، كانت أعلى طبقة وقدرها ٥ سنتيمترات من رواسب نهر سانت كلير تحتوي على ١٨,٧ ميكروغرام/كيلوغرام من الوزن الجاف (٩٠ في المائة من البيوتاديين السداسي الكلور). ويجري الآن إصلاح هذا الموقع بالكامل فيما يتعلق بالبيوتاديين السداسي الكلور. وتشمل المواقع الحرجة الأوروبية تركيزات في الرواسب تصل إلى ٣٠٠ ميكروغرام/كيلوغرام من الوزن الجاف، ولها صلة بالنشاط الصناعي (Heinisch وآخرون، ٢٠٠٧). وعلى نطاق أوروبا، كان ٩٠ في المائة من عينات رواسب النهر وروافده والتي تبلغ ٥٠٠ عينة تحتوي على ٤ ميكروغرام/كيلوغرام (Govaerts وآخرون، ٢٠٠٠، و ٢٠٠٤ على نحو ما ذكره Lecloux، ٢٠٠٤). وكانت القيم الأخيرة (٢٠١١) بالنسبة لشمال أوروبا (أستونيا) أقل من

مستوى ١ ميكروغرام/كيلوغرام (الجدول ٢-٣-١-١ مقارنة ببلدان أوروبية أخرى مدرجة في الجدول ٢-٣-١-٤).

الجدول ٢-٣-١-٤: تركيزات البيوتاديين السداسي الكلور في الرواسب (منطقة الاتحاد الأوروبي؛ المصدر: الوكالة الأوروبية للبيئة، ٢٠١٢ ب)

البلد	السنة	حجم العينة	مستوى التركيز [ميكروغرام/كيلوغرام]
سلوفاكيا	٢٠٠٦-٢٠٠٥	٣٨	٥٠ حدود الكمية
ألمانيا	٢٠٠٨-١٩٩٠	١٥٢	<1 - <0.003
الدانمرك	٢٠٠٩-٢٠٠٧	١١٤	<0.005-0.8
هولندا	١٩٥٨	٢	0.1-0.2
أستونيا	٢٠٠٩-٢٠٠٦	١٩	0.5 < الحدود القابلة للكشف < 40 -

٧٤ - وهناك مثال على مستويات الرواسب في الأماكن الملوثة حيث تبلغ ٤٢,٨ ميكروغرام/كيلوغرام مقيسة عند ساحل كاوهسيونغ (تايوان) في عام ١٩٩٦ (Lee وآخرون، ٢٠٠٠). ويقول المؤلفون أن مصدر التلوث الرئيسي ربما يكون أنبوب الصرف في تسويانغ و/أو نهر أوشين، وهو ما يشير إلى تسرب كبير ومستمر (في عام ١٩٩٦).

التربة

٧٥ - تعد البيانات عن تلوث التربة بالبيوتاديين السداسي الكلور شحيحة. فكان البيوتاديين في ٣٠ موقعاً زراعياً كندياً دون حدود الكشف (Webber and Wang، ١٩٩٥، على نحو ما ذكره Lecloux، ٢٠٠٤)، مما يدل على انخفاض التلوث بدرجة كبيرة، إن وجد.

الكائنات الحية

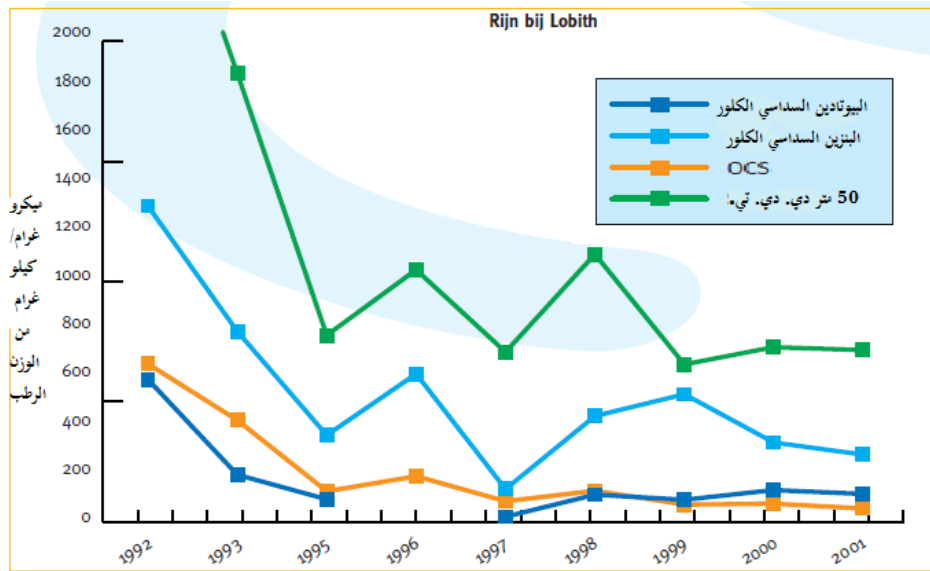
٧٦ - تعد بيانات الرصد الحديثة شحيحة بالنسبة للبيوتاديين السداسي الكلور كما أشير أعلاه، خاصة بالنسبة لمستويات البيوتاديين السداسي الكلور في الكائنات الحية.

٧٧ - ويعطي المستوى الذي يبلغ ٣٦ ميكروغرام من البيوتاديين السداسي الكلور/كيلوغرام من الوزن غير الجاف في الرخويات الحبيسة المعرضة بالقرب من ثلاث مناطق صناعية عند نهر سانت كلير لمدة ثلاثة أسابيع (وزارة البيئة الكندية، ١٩٩٩) مثلاً للتركيزات القريبة من المصدر.

٧٨ - وقد انخفضت مستويات البيوتاديين السداسي الكلور في أسماك الأنقليس الأوروبية من امتدادات نهر الراين (هولندا)، والتي تعزى إلى التلوث الصناعي، على الأقل بمقدار عامل من خمسة عوامل خلال الفترة ١٩٧٧-٢٠٠٢، استناداً إلى RIWA (٢٠٠٤). غير أن مقارنة عينات أسماك الأنقليس المأخوذة من روافد عديدة على امتداد نهر الراين في عامي ١٩٩٥ و ٢٠٠٠ تفيد بأن ذروة عبء البيوتاديين السداسي الكلور (المتوسط في معظم العينات الملوثة حوالي ٤٢ ميكروغرام/كيلوغرام من الوزن غير الجاف في كلا العامين)، قد انتقلت في اتجاه أعلى النهر بدلا من أن تنخفض (IKSR، ٢٠٠٠، على نحو ما ذكره Hillenbrand وآخرون، ٢٠٠٦). واحتوت عينات البلازما والنسيج الدهني للدببة القطبية المأخوذة من سفالبارد، النرويج،

على ما بين ١,٢ و ٨,٩ نانوغرام من البيوتاديين السداسي الكلور/غرام من الوزن غير الجاف، بمتوسط حسابي قدره ٣,٧ (Gabrielsen وآخرون، ٢٠٠٤). وطبقاً لـ Muir (٢٠٠٣) الذي أشار إليه Lecloux (٢٠٠٤) فإن البيوتاديين السداسي الكلور قد تم قياسه في دهن البيلوغا بمستويات متفاوتت من ٢٧٨ مع/كغ من وزن الدهن في مصب نهر سانت لورينس إلى أقل من ٠.١ مع/كغ وزن دهن في كيبك الشمالية (خليج هدسون الشرقي).

الشكل ٢-٣-١-١: اتجاهات البيوتاديين السداسي الكلور ومركبات الكلور العضوية الأخرى في أسماك الأنقاليس الأوروبية من نهر الراين في لوبيس (التركيز بالميكروغرام/كيلوغرام نسيج دهني) (المصدر: RIWA، ٢٠٠٤)



ووجد Richman & Sommers (٢٠١٠)، مستويات واضحة من البيوتاديين المحدود محلياً (حتى ١٧ ميكروغرام/كيلوغرام من الوزن الرطب) في رخويات نهر نياغرا، وأكد تأثير المصادر المحلية. وأشار إلى وجود انخفاض ملحوظ في تركيزات البيوتاديين السداسي الكلور من عام ١٩٩٥ إلى عام ٢٠٠٣ مما يوحي بنجاح تدابير المعالجة المحلية.

٧٩ - وفي عام ٢٠٠٤، بلغت الأحمال السنوية للبيوتاديين السداسي الكلور في نهر الألب (ألمانيا) > ٠,٦ كيلوغرام/سنويا مقابل ٩٦ كيلوغرام/سنة في عام ١٩٨٩. وقد انخفضت هذه الأحمال بشدة خلال الفترة ١٩٩٥-٢٠٠٠ في نهر الألب، غير أنه لم يتم اكتشاف مثل هذا الانخفاض الواضح (١٩٨٧-٢٠٠٩)، برغم تدابير العلاج، في الرخويات التي تعرضت للبيوتاديين السداسي الكلور عند منبع نهر غيل كريك (منطقة البحيرات العظمى) (Richman وآخرون، ٢٠١١).

٨٠ - وقد تعذر اكتشاف أي اتجاه واضح في تركيزات البيوتاديين السداسي الكلور في الرخويات الحبيسة المنتشرة عند منبع نهر غيل كريك (١٩٨٧-٢٠٠٩).

تعرض البشر:

٨١ - من المتوقع أن يكون التعرض في بلدان كثيرة منخفضاً نسبياً بسبب القيود الحالية. فمن الممكن أن تؤدي المصادر المحلية للبيوتاديين السداسي الكلور، مثل مدافن النفايات، ومواقع حرق وإنتاج المواد الكيميائية المكثورة، إلى ظروف تعرض أعلى بدرجة كبيرة. وعلى سبيل المثال، أدى تخلص الصناعة الكيماوية في قرية وستون بالمملكة المتحدة إلى مستويات عالية من التلوث بالبيوتاديين السداسي الكلور. فقد ذكر أن التعرض للبيوتاديين السداسي الكلور في ٢١ منزلاً يمثل مخاطر كبيرة بالنسبة لصحة الإنسان؛ وغادر قرابة نصف سكان القرية البالغ عددهم ٥٠٠ أسرة مساكنهم بسبب الشواغل الصحية (Barnes وآخرون، ٢٠٠٢). ولا يزال التعرض للبيوتاديين السداسي الكلور في مواقع النفايات الخطرة السابقة بمناطق أخرى أيضاً يشكل قلقاً كبيراً، ومن الأمثلة على ذلك منطقة مستنقعات ديفيل. وطبقاً لتقييم التأثير الصحي الخاص بنظام التسجيل الموحد (استراليا) تسببت الإقامة بالقرب من وحدة لإعادة تغليف النفايات المحتوية على البيوتاديين السداسي الكلور (وهي ليست مدفناً للنفايات) في التعرض للبيوتاديين السداسي الكلور الذي قدر بنحو ٧٨ في المائة من إجمالي الجرعة اليومية بالنسبة لصغار الأطفال، و٣٦ في المائة بالنسبة للبالغين في حالة التعرض السكني والتعرض الترفيهي (نظام التسجيل الموحد، ٢٠٠٦). ومع أن هذه النسبة تعد دون المستوى المسموح به، إلا أن المساهمة بنسبة ٧٨ في المائة من إجمالي الجرعة اليومية بالنسبة لصغار الأطفال يبدو أنها غير مرضية نظراً للسمية الجينية المحتملة للمركب، وقد تمثل ظرفاً للتعرض على مدى الحياة مع احتمال التعرض المشترك لمواد خطرة أخرى. وترد في القسم ٢-٣-١ المستويات التي أبلغ عنها في مياه الشرب. وتعد البيانات الحديثة عن مستويات التعرض في مياه الشرب شحيحة. وفي الفترة الأخيرة، كانت المستويات في بازل دون حدود الاكتشاف إذ بلغت ٥٠ نانوغرام/لتر (Brüschweiler وآخرون، ٢٠١٠). وعموماً، هناك درجة عالية من عدم اليقين في تقديرات الجرعة من البيوتاديين السداسي الكلور في الأغذية بسبب بيانات الرصد المحدودة التي تم الإبلاغ عنها. وقد أوضح Tchounwou وآخرون (١٩٩٨) كما جاء في وكالة حماية البيئة (٢٠٠٣)، أن الكائنات المائية، وخاصة الأسماك، ربما تمثل مصدراً هاماً لانتقال البيوتاديين السداسي الكلور من الأراضي الرطبة الملوثة إلى البشر. وفي بعض مناطق الولايات المتحدة (بايوداند، ومستنقعات بحيرة ديفيل، وبايواتونروج، ورافد كلكاسيو)، أدت تراكيزات للبنزين الخماسي الكلور والبنزين السداسي الكلور والبيوتاديين إلى ظهور تحذيرات خاصة باستهلاك الأسماك. فقد تم اكتشاف البيوتاديين السداسي الكلور في الأنسجة الدهنية للإنسان بتراكيزات تتراوح من ٠,٨ إلى ٨ ميكروغرام/كيلوغرام من الوزن الرطب. وعُثر أيضاً على البيوتاديين السداسي الكلور في عينات من كبد الإنسان بتراكيزات تتراوح من ٥,٧ إلى ١٣,٧ ميكروغرام/كيلوغرام من الوزن الرطب (البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية، ١٩٩٤).

٤-٢ تقييم المخاطر للنقاط الطرفية مثار الاهتمام

٨٢ - تتوافر الآن عدة تقارير تقييمية تتناول سمية البيوتاديين السداسي الكلور (وكالة المواد السامة وسجل الأمراض، ١٩٩٤؛ والبرنامج الدولي للسلامة الكيميائية، ١٩٩٤؛ ووكالة البيئة الكندية، ١٩٩٩؛ والوكالة الدولية لبحوث السرطان، ١٩٩٩؛ ووكالة كاليفورنيا لحماية البيئة، ٢٠٠٠؛ ووكالة حماية البيئة الأمريكية، ٢٠٠٣).

٨٣ - ويصنف البيوتادايين السداسي الكلور فيما يتعلق بالأخطار الصحية طبقاً للنظام المنسق العالمي على النحو التالي: الفئة ٣ من السمية الحادة بالنسبة للتعاطي عن طريق الفم، والفئة ٤ بالنسبة للتعاطي عن طريق الجلد، والفئة ١ بالنسبة لاستنشاق بخار البيوتادايين السداسي الكلور؛ وغير قابل للتصنيف فيما يتعلق بتهييج الجلد أو تهيج العيون بسبب عدم كفاية البيانات المتاحة، والفئة ١ بالنسبة لاستشارة الجلد، وغير قابل للتصنيف بالنسبة لاستشارة الجهاز التنفسي بسبب الافتقار إلى البيانات، والفئة ٢ بالنسبة لطفرات الخلية الجرثومية، والفئة ٢ بالنسبة للأورام السرطانية ("اشتباه الأورام السرطانية البشرية")، وكما مادة سمية من الفئة ٢ بالنسبة للجهاز التناسلي، ومن الفئة ١ بالنسبة لتسمم عضو محدد مستهدف بعد التعرض لمرة واحدة (الكلية)، ومن الفئة ١ بالنسبة للتسمم المستهدف لمرة متكررة (الكلية، والكبد، والنخاع). وهذا التصنيف متاح على البوابة الإلكترونية الكيميائية التابعة لمنظمة التعاون والتنمية في الميدان الاقتصادي، وقد أجراه المعهد الوطني للتكنولوجيا والتقييم (٢٠٠٦). ويصنف البيوتادايين السداسي الكلور كمادة كيميائية معروفة في ولاية كاليفورنيا تسبب السرطان (وكالة كاليفورنيا لحماية البيئة، ٢٠١٢). والجدير بالذكر أن التصنيف الذي أبلغته الأوساط الصناعية للوكالة الكيميائية الأوروبية^(١) ذكر تصنيفاً إضافياً بالنسبة لتهييج الجلد والعيون. غير أن هذا ليس نتيجة تصنيف منسق من جانب الصناعة.

٨٤ - وهو مصنف فيما يتعلق بالأخطار البيئية طبقاً للنظام المنسق العالمي على النحو التالي: مادة خطرة للبيئة المائية من الفئة ١ بسبب التعرض الحاد والمزمن (المعهد الوطني للتكنولوجيا والتقييم، ٢٠٠٦).

السمية الأيكولوجية

٨٥ - استناداً إلى الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4، والبرنامج الدولي للسلامة الكيميائية، ١٩٩٤، متاح بيانات السمية الأيكولوجية لعدد من الأحياء التي تعيش في المياه البحرية والمياه العذبة (الأسماك، والقشريات، والبكتيريا، والطحالب، والمحاريات، والكائنات الوحيدة الخلية، والحشرات، والقواقع). ولم تتضمن معظم الدراسات أي إشارة إلى تركيز البيوتادايين السداسي الكلور، ولهذا فإن الأثر الفعلي للتركيزات قد يكون أقل أو أعلى من التركيزات الاسمية. وتتراوح قيم التركيز المميت الحاد (LC50) من ٠,٠٣٢ ملليغرام/لتر بالنسبة للقشريات البحرية (*Palaemonetes pugio*) إلى ٤,٣ ملليغرام/لتر بالنسبة لأسماك المياه العذبة (*Poecilia latipinna*). وهناك قيمة خارجية واحدة (LC50) = ٤٧٠ ملليغرام/لتر بعد ٤٨ ساعة بالنسبة (*Leuciscus idus melonatus*). ويتاح مستوى ليس له تأثير ملاحظ يبلغ ٠,٠٠٦٥ ملليغرام/لتر بالنسبة للأسماك بعد ٢٨ يوماً من اختبار مرحلة الحياة المبكرة بالنسبة للكائن المائي *Pimephales promelas* (التدفق عن طريق نظام وقياس التركيزات). ويستنتج من هذا أن البيوتادايين السداسي الكلور مادة سامة بدرجة عالية بالنسبة للأحياء المائية. وطبقاً لوزارة البيئة الكندية (١٩٩٩)، لم يتم تحديد أي بيانات مزمنة بالنسبة للافقرات المائية. وتقول أيضاً أن البكتيريا والنباتات أقل حساسية للبيوتادايين السداسي الكلور من الأسماك واللافقرات. وعند حساب عبء الجسم الحرج في الأسماك، استخدم المجلس العالمي للكلور (٢٠٠٢) مُعاملاً للتركيز البيولوجي قدره ١٧ ٠٠٠ لتر/كيلوغرام ومستوى ليس له تأثير ملاحظ قدره ٠,٠٠٦٥ ملليغرام/لتر، بحيث أدى إلى عبء للجسم قدره ١١١ ملليغرام/كيلوغرام من الوزن الرطب. غير أنه إذا استخدم مُعامل للتركيز البيولوجي قدره ٧ ٧٢٠ لتر/كيلوغرام (المعهد الوطني

للتكنولوجيا والتقييم، ٢٠٠٢)، يصبح عبء الجسم الحرج ١٨،٥٠ ملليغرام/كيلوغرام من الوزن الرطب. وهذا مجرد توقع بسيط، وينبغي ملاحظة أن حقائق مثل التوزيع العام، وطول مدة التلوث بالبيوتاديين وسلوك تراكمه، يجعل التنبؤ أكثر تعقيداً. وعلاوة على ذلك، فإن كائنات الرواسب يحتمل أن تتعرض إلى مستويات أعلى مما تتعرض له الأحياء المائية.

٨٦ - واستخدمت وزارة البيئة الكندية (١٩٩٩) نهج التفرق المتوازن في الرواسب المائية لتقدير قيمة السمية الحرجة بالنسبة للكائنات الرسوبية بمقدار ٢٠,٨ ميكروغرام/غرام من الوزن الجاف. وفي دراسة عن تخفيض التركيز في الرواسب واختبار السمية الحادة في الرواسب، بلغت قيمة عتبة التأثير الأدنى بالنسبة لقشريات المياه العذبة وقشريات الروافد ٠,٦٣ ميكروغرام/كيلوغرام و١,٤ ملليغرام/كيلوغرام على الترتيب (Fuchsman, وآخرون). وقد عرّض Arkoosh وآخرون (٢٠٠١) صغار سمك السلمون لتركيزات البيوتاديين السداسي الكلور والذي أدى إلى تركيزات في الكبد ماثلة لتلك التركيزات التي وجدت لدى كائنات تعيش في رواسب ملوثة. وأدى التعرض إلى زيادة في احتمال إصابة السلمون بالمرض (فوق بنسبة أعلى قدرها ٢٨ في المائة بعد سبعة أيام من التعرض). وتقول وزارة البيئة الكندية (١٩٩٩) إن البيوتاديين السداسي الكلور يتراكم في كبد الأسماك، حيث يمكن أن يتحول بيولوجياً إلى أبيض قطبي يصل إلى الكلية ويمكن أن يصبح سميماً في الأسماك.

٨٧ - وطبقاً للبرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (١٩٩٤)، لا تتاح سوى دراسة واحدة يعول عليها بالنسبة للطيور، حيث يبلغ أدنى مستوى ذي تأثير ضار ملاحظ ٣ ملليغرام/كيلوغرام في الغذاء. وأظهر Neuhauser وآخرون (١٩٨٥) في اختبار تلامس استغرق يومين للدندان الأرضية طبقاً للمبدأ التوجيهي ٢٠٧ الخاص بمنظمة التعاون والتنمية في الميدان الاقتصادي أن البيوتاديين السداسي الكلور له تركيز مميت يبلغ ٠,٠١ ملليغرام/سنتيمتر مربع. وفي هذه الدراسة، تم اختبار ٤٤ مادة كيميائية، وأُختبرت عشر مواد كيميائية إضافية في اختبار للتربة الاصطناعية. وبمقارنة قيم التركيز المميت المستمدة من الدراستين المختلفتين، يمكن توقع أن يكون التركيز المميت للبيوتاديين السداسي الكلور في اختبار التربة الاصطناعية في حدود تتراوح من ١٠ إلى ١٠٠٠ ملليغرام/كيلوغرام في التربة.

٨٨ - وتقدر القدرة على الذوبان في الماء بنحو ٣,٢ ملليغرام/لتر. ولهذا، واستناداً إلى البيانات التجريبية عن الأنواع المائية التي يكون فيها التركيز المميت والمستوى الذي ليس له تأثير ملاحظ في حدود الميكروغرام، يمكن القول بأن البيوتاديين السداسي الكلور مادة سمية للغاية. وتقدم هذه البيانات دليلاً كافياً على أن البيوتاديين السداسي الكلور يمكن أن تكون له آثار ضارة خطيرة على بعض أنواع النظم الأيكولوجية المائية دون مستوى التركيز المشبع بهذه المادة في الماء.

السمية في البشر

٨٩ - يتاح عدد محدود من الدراسات المتعلقة بسمية البيوتاديين السداسي الكلور في البشر. فقد أشارت دراستان روسيتان (Krasniuk وآخرون، ١٩٦٩، وBurkatskaya وآخرون، ١٩٨٢) إلى آثار صحية معاكسة لدى العاملين في بساتين الكروم الذين تعرضوا للبيوتاديين السداسي الكلور مثل زيادة الإصابة بارتفاع ضغط الدم، وضعف عضلات القلب، وآلام الصدر، وآلام في القصبه الهوائية العليا، وتأثيرات في الكبد، واضطراب النوم، وارتعاش اليد، والغثيان، واضطراب حاسة الشم (وكالة حماية البيئة في الولايات

المتحدة، ٢٠٠٣)؛ ولكن استناداً إلى البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (١٩٩٤)، لا يمكن استبعاد التعرض لمواد كيميائية أخرى، ولهذا تعد قيمة هاتين الدراستين محدودة بالنسبة لتقدير المخاطر.

٩٠ - وأفاد جيرمان (١٩٨٦) الذي استشهد به البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (١٩٩٤)، عن حدوث تغييرات وراثية متكررة في الليمفاويات المحيطية لدى العمال المعرضين؛ غير أن تكرار حدوث هذه التغييرات لم يكن مرتبطاً بفترة العمل.

٩١ - وتشير الدراسات المخبرية إلى أن المستقلبات السمية للبيوتاديين السداسي الكلور يمكن أن تتكون لدى الإنسان، كما تم توثيق ذلك بالنسبة لحيوانات التجارب (البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية، ١٩٩٤).

٩٢ - وفي معظم الدراسات الخاصة بالتعرض المهني للبيوتاديين السداسي الكلور، لا يمكن استبعاد التعرض المشترك لمواد كيميائية أخرى. ولا تتاح دراسات طويلة الأجل أو دراسات وبائية عن السكان بشكل عام أو السكان المصابين بالحساسية. ولهذا، فإن الاعتبارات الخاصة بالأخطار تستند أساساً إلى بيانات مستمدة من حيوانات التجارب.

السمية الحادة

٩٣ - يعد البيوتاديين السداسي الكلور بشكل عام من المواد ذات السمية الحادة المعتدلة بالنسبة لحيوانات التجارب (قيمة الجرعة المميتة تتراوح من ٩٠ إلى ٣٥٠ ملليغرام/كيلوغرام من وزن الجسم) بصرف النظر عن كونها مادة ذات سمية حادة بدرجة عالية لدى إناث الفئران في مرحلة الفطام بعد تناول جرعة واحدة عن طريق الفم. وكانت الجرعة المميتة بالنسبة للفئران في فترة الفطام ٦٥ ملليغرام/كيلوغرام بالنسبة للذكور و٤٦ ملليغرام/كيلوغرام بالنسبة للإناث (Kociba وآخرون ١٩٩٧، كما جاء في البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية، ١٩٩٤). ولاحظ Hook وآخرون (١٩٨٣) حدوث أضرار بالغة بالكلية عند الجرعة ٥٠ ملليغرام/كيلوغرام في الإناث في حين لوحظت آثار مماثلة لدى الذكور بتركيزات قدرها ٢٠٠ ملليغرام/كيلوغرام. وتعد الكلية العضو الرئيسي المستهدف للإصابة بالسمية الناتجة عن البيوتاديين السداسي الكلور، يليها الكبد ولكن بدرجة أقل.

الامتصاص والأيض

٩٤ - أظهرت الدراسات الحيوانية باستخدام البيوتاديين السداسي الكلور المرقوم إشعاعياً أن الجانب الأكبر من هذا المركب يُفرز في غضون ٧٢ ساعة عن طريق البول والغائط. غير أن ٧ في المائة تقريباً من هذا المركب اكتشف في جثث الجرذان وأنسجتها، وخاصة في الكبد، والمخ، والكليتين، واكتشف في جثث الفئران بنسبة تتراوح من ٦,٧ في المائة إلى ١٣ في المائة، خاصة في النسيج الدهني (البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية، ١٩٩٤). وينتقل معظم البيوتاديين السداسي الكلور الممتص إلى الكبد ويختلط مع الغلوتاسيون. ويتم إفراز خليط الغلوتاسيون مع الصفراء في الأمعاء، ويتكون أحد المشتقات الذي يعاد امتصاصه من الأمعاء وينتقل إلى الكبد ثم إلى أنسجة الجسم (Coudhary وآخرون، ١٩٩٥).

نمط الأحداث، وتسمم الأعضاء المستهدفة

٩٥ - في الدراسات التي تتناول الأعراض الحادة، والقصيرة الأجل، والمتكررة، والمزمنة عن طريق جميع مسارات التعرض (الفم، والجلد، والاستنشاق، وبين الأغشية البريتونية)، يتضح أن الأنابيب القريبة من الكلية هي التي تتأثر. والافتراض بأنه عن طريق منع التهيج يمكن منع حدوث مظاهر أخرى للسمية المنهجية ليس صحيحاً بالنسبة للتعرض للبيوتاديين السداسي الكلور عن طريق الاستنشاق والذي يؤدي إلى إصابة الكلية تحت تركيزات تؤدي إلى آثار التهيج (Ceurritz وآخرون، ١٩٨٨). ومن المتوقع أن يكون التحول البيولوجي إلى كبريت نشط يحتوي على الأيض هو المسؤول عن تسمم الكلية الذي شوهد وكذلك التسمم الجيني والتسرطن. وهناك عدة دراسات وتقييمات تؤيد هذا الافتراض. وتفيد الدراسات باستخدام الجسيمات الصغرى في كبد الإنسان من الجنسين بأن السيتوكروم P450 من العائلة 3A قد يكون له علاقة بذلك (Werner وآخرون، ١٩٩٥). وأجرى Green وآخرون مقارنة بين خطوات الاستقلاب الرئيسية في الجرذان والبشر، ليتضح أن خطوات التنشيط الرئيسية موجودة أيضاً لدى البشر، ولكن بدرجة أقل (Green وآخرون، ٢٠٠٣). وقد أجريت بشكل عام دراسات عن نمط الأحداث على حيوانات التجارب. ويفترض أن تسمم الكلية يعزى إلى النشاط البيولوجي لاقتران الغلوتاميون بحمض السيستين المقابل له (Dekant وآخرون، ١٩٨٩). ويُقال إن حساسية الكلية الفريدة للبيوتاديين السداسي الكلور لها علاقة بقدرة الكلية على تراكم هذه الأيونات العضوية (Rush وآخرون، ١٩٨٤).

٩٦ - وقد أشار Kim والعاملون معه إلى حدوث اختزال للأذنيوسين ثلاثي الفوسفات في خلايا الكلية المعرضة مما أدى إلى الإضرار بوظائف الخلايا وتسرب البروتينات ووجود حمض السيستين في أجزاء كثيرة من الكلية (Kim وآخرون، ١٩٩٦).

٩٧ - وقد تحرى Trevisan والعاملون معه (Trevisan وآخرون، ٢٠٠٥) عن التأثيرات على الكلية. ولوحظ استنفاد الغلوتاميون من الكبد في ذكور الجرذان بعد ٢٤ ساعة، وزيادة تتوقف على الجرعة في محتوى الكلية من الغلوتاميون في ذكور الجرذان. وأشار إلى انخفاض ملحوظ في نشاط غلوتاميون الكلية في الذكور والإناث حسب الجرعة. وكان فقدان تراكم الأيون العضوي بعد الجرعة الأعلى مبكراً وأكبر في إناث الجرذان.

٩٨ - واكتشفت زيادات في تحول الحامض النووي الريبوزي الرسول (mRNA) في دراسة استغرقت ٢٤ ساعة بمستوى جرعة قدره ٩٠ ملليغرام/كيلوغرام من البيوتاديين السداسي الكلور داخل الغشاء البريتوني مما يشير إلى أيض البيوتاديين السداسي الكلور، وإجهاد تأكسدي، واستجابة مسببة للالتهاب داخل الكلية (Swain وآخرون، ٢٠١٠).

٩٩ - وقد اكتشفت مستقبلات الأسيثيل (١، ١، ٢، ٣، ٤ البيوتادينيل الخماسي الكلور) وأكسيد كبريت السيستين في بول ذكور الجرذان وليس في الإناث بعد تعاطي البيوتاديين السداسي الكلور عن طريق الفم. ويتم تعديل صيغة هذا المستقبل بواسطة السيتوكروم P450 3A، والذي يظهر في ذكور الجرذان فقط (Birner وآخرون، ١٩٩٥؛ Werner وآخرون، ١٩٩٥). وقد وُجد أن هذا المستقبل سام للخلايا الأنبوبية الدنيا للكلية في التجارب المختبرية دون تنشيط بواسطة حمض أليز (Birner وآخرون، ١٩٩٥). وقد أشار Birner وآخرون (١٩٩٧) إلى تفاعل مستقلب نشط إضافي بواسطة حمض أليز أدى إلى تكوين أكسيد كبريت الفينيل، وقد اكتشف بشكل أوضح في ذكور الجرذان. وقد أشير إلى مواد كيميائية مختلفة

تسبب تسمم الكلى لدى ذكور الجرذان ويستثيرها تراكم الألفاغلوبين في الكلى. وقد أوضح Saito وآخرون (١٩٩٦) أنه لم تلاحظ أي زيادة في بول الكلى من نوع الألفاغلوبين في ذكور الجرذان التي عولجت بالبيوتاديين السداسي الكلور.

١٠٠- وقد اتضح من سمية خلائط من السميات الكلوية بنمط أحداث مماثل أن تسمم الكلى بهذه الخلائط يقابل الأثر المتوقع على أساس افتراض الإضافة. وقد أوضح التعرض المشترك لأربعة مركبات من المواد السمية الكلوية التي تعمل بصورة مماثلة على مستوى ذي تأثير سمي كلوي غير ملاحظ وجود آثار مماثلة ولكن تختلف عن التعرض لمركبات فردية عند أدنى مستوى ذي تأثير سمي كلوي ملاحظ (Jonker وآخرون، ١٩٩٦).

١٠١- أما المستوى ذو التأثير الضار غير الملاحظ والذي لوحظ في الدراسات عن التأثيرات الكلوية غير المسرطنة فقد بلغ ٠,٢ ملليغرام/كيلوغرام خارج وزن الجسم يومياً (Schwetz وآخرون، ١٩٧٧ و Yang وآخرون، ١٩٨٩). وترد في الجدول ٢-٤-١ ملحة عامة عن دراسات منتقاة تناولت التأثيرات السمية الكلوية.

الجدول ٢-٤-١: دراسات عن السمية الكلوية بالبيوتاديين السداسي الكلور

دراسات عن حيوانات تجارب تعرضت للبيوتاديين السداسي الكلور				
التناول عن طريق الفم				
النوع	ظروف التعرض	مستوى الأثر	التأثيرات المبلغاة	المرجع
فئران (مجموعة من ١٠ ذكور و ١٠ إناث)	الذكور: 0, 0.1, 0.4, 1.5, 4.9, 16.8 الإناث: 0, 0.5, 1.8, 4.5, 19.2 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم، عن طريق الفم لمدة ١٣ أسبوعاً	أدنى مستوى ذي تأثير ملاحظ: الإناث ٠.٢ ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم مستوى ذو تأثير ضار غير ملاحظ: الذكور: ١.٥ ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم	تأثيرات التشريح المرضي النسيجي في الكلى	Yang وآخرون، 1989; NTP, 1991
جرذان التجارب (المجموعة من ٥ ذكور و ٥ إناث)	0, 1.25, 5, 20 ملليغرام/كيلوغرام في الغذاء لمدة أربعة أسابيع	مستوى ذو تأثير ضار غير ملاحظ: 1.25 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم أدنى مستوى ذي تأثير ضار ملاحظ: 5 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم	نقص وزن الجسم، نقص الوزن النسبي للأدرينالين، آثار على البارامترات البولية والكيميائية الحيوية، تأثيرات التشريح المرضي النسيجي في الكلى	Jonker وآخرون 1993 ,

دراسات عن حيوانات تجارب تعرضت للبيوتاديين السداسي الكلور				
التناول عن طريق الفم				
المرجع	التأثيرات المبلغاة	مستوى الأثر	ظروف التعرض	النوع
Harlemann and Seinen, 1979	تأثيرات على البارامترات البولية وتأثيرات التشريح المرضي النسيجي في الكلية	مستوى ذو تأثير غير ملاحظ: الإناث: 1.0 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم الذكور: 2.5 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم أدنى مستوى ذي تأثير ضار ملاحظ: الإناث: 2.5 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم الذكور 6.3 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم	0, 0.4 , 1.0, 2.5, 6.3, 15.6 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم عن طريق التناول لمدة ١٣ أسبوعاً	جرذان التجارب (المجموعة من ١٠ ذكور و ١٠ إناث)
Schwetz وآخرون 1977	تغيرات إجمالية وبعد الفحص العلاجي للكلية	مستوى ذو تأثير غير ملاحظ: 0.2 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم أدنى مستوى ذي تأثير ملاحظ: 2 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم	0, 0.2, 2.0, 20 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم في الغذاء لنحو خمسة أشهر	جرذان Sprague-Dawley (مجموعة من ١٠ ذكور إلى ١٢ ذكراً و ٢٠ إلى ٢٤ أنثى؛ مراقبة لعدد ١٧ ذكراً و ٣٤ أنثى)
Kociba وآخرون 1977.	التأثيرات على البارامترات البولية والكيميائية البيولوجية؛ تأثيرات التشريح المرضي النسيجي في الكلية، والتأثيرات على الجهاز العصبي (٢٠) ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم، وزيادة إصابة الأنايب الكلوية بالورم الغدي/السرطان الغدي	مستوى ذو تأثير غير ملاحظ: 0.2 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم أدنى مستوى ذي تأثير ضار ملاحظ: 2 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم	0, 0.2, 2.0, 20 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم لمدة أسبوعين في الغذاء	جرذان Sprague-Dawley (مجموعة من ٣٩ إلى ٤٩ ذكراً و ٤٠ أنثى؛ مراقبة لعدد ٩٠ ذكراً و ٩٠ أنثى)
Trevisan وآخرون . 2005	تأثيرات التشريح المرضي النسيجي لأجزاء من المستقيم، اختلافات تتعلق بنوع الجنس في الكلية، مؤشرات بيولوجية لتأثيرات سمية مستحثة بواسطة البيوتاديين السداسي الكلور:	لا يوجد مستوى ذو تأثير غير ملاحظ:	داخل الغشاء البريتوني ٢٠٠، ١٠٠، ٥٠ ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم؛ التضحية بعد ٢٤ ساعة و ٤٨ ساعة	جرذان التجارب (المجموعة من ١٠ ذكور و ١٠ إناث)

دراسات عن حيوانات تجارب تعرضت للبيوتاديين السداسي الكلور				
التناول عن طريق الفم				
النوع	ظروف التعرض	مستوى الأثر	التأثيرات المبلغية	المرجع
			تظهر إناث الجرذان احتمالات تعرض مبكر وأعلى بدرجة كبيرة للكلى	
EHEA	0.1% نيتروسوشيل - هيدروكسي إيثلامين في مياه الشرب لمدة أسبوعين، ثم 1% في الغذاء لمدة 30 أسبوعاً، مجموعة واحدة تعرضت لمادة NEHEA group فقط، ومجموعة واحدة تعرضت للبيوتاديين السداسي الكلور فقط، وضوابط لمجموعة واحدة	أدنى مستوى ذي تأثير ضار ملاحظ: 2 ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم	إصابة الأنابيب الكلوية بالأورام في المجموعة التي تناولت مادة NEHEA بالإضافة إلى البيوتاديين السداسي الكلور (21/15) كانت أعلى منها في الجرذان التي تناولت مادة NEHEA وحدها (10/5)، وزادت أيضاً إصابة الأنابيب الكلوية بفرط التنسج (12/21) مقابل (10/4). لا يوجد ورم غُددي بسبب فرط التنسج وعثر على أورام في الخلايا الكلوية في المجموعة التي تناولت البيوتاديين السداسي الكلور. ورأى المؤلفون أن زمن التعرض ربما كان قصيراً للغاية. وقدر تحليل الحمض النووي في الأجزاء الأنوبية بواسطة التلوين المناعي باستخدام مادة BrdU. وفي المجموعة التي تناولت البيوتاديين السداسي الكلور ومادة NEHEA، والمجموعة التي تناولت البيوتاديين السداسي الكلور فقط، كانت هناك زيادة كبيرة في مادة BrdU، بينما لم تشاهد مثل هذه الزيادة في المجموعة التي تناولت مادة NEHEA فقط.	Nakagawa وآخرون، 1998
ذكور وإناث عجول أو Guernsey الفريزيان يبلغ وزن الجسم نحو 50 كيلو غراماً	تناول 24 عجلاً جرعة من متحانسات الهالوألكين أو البيوتاديين السداسي الكلور (عولجت أربعة عجول بالبيوتاديين السداسي الكلور: 1: جرعة واحدة قدرها 50	مستوى ذو تأثير ملاحظ/أدنى مستوى ذي تأثير ملاحظ: 2,5 ملليغرام/كيلوغرام	عند الجرعة 50 ملليغرام/كيلوغرام: سمية ملحوظة تؤدي إلى الوفاة بعد 5 أيام؛ 5 ملليغرام/كيلوغرام: زيادة مؤشرات البلازما على إصابة الكبد وحول الكية، وتضخم الكبد، التشريع	Lock وآخرون 1996.,

دراسات عن حيوانات تجارب تعرضت للبيوتاديين السداسي الكلور				
التناول عن طريق الفم				
النوع	ظروف التعرض	مستوى الأثر	التأثيرات المبلغية	المرجع
	ملليغرام/كيلوغرام؛ ٥ : ٢ ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم لمدة ٧ أيام؛ ٣ : ٢,٥ ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم لمدة ١٠ أيام، ثم ٥ ملليغرام/كيلوغرام لمدة ثمانية أيام؛ ٥ : ٤ ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم لمدة ٨ أيام		المرضي النسيجي: تضخم واضح في الأنابيب مع تغيرات انتكاسية	

يقدم الجدول ٢-٤-١ ملحة عامة عن الدراسات التي تبين مستويات السمية الكلوية في حيوانات التجارب وكذلك في الحيوانات المنزلية. ففي الدراسة التي استغرقت ١٣ أسبوعاً، تم التوصل إلى أدنى مستوى ملاحظ للتأثيرات السمية الكلوية بلغ ٢ ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم بالنسبة لإناث الفئران (Yang وآخرون، ١٩٩١)، بينما بلغ مستوى تأثيرات السمية الكلوية غير الملاحظ في ذكور الفئران ١,٥ ملليغرام/كيلوغرام، مما يوضح أن الإناث معرضة بدرجة أعلى. وفي الجرذان، كان مستوى تأثيرات السمية الكلوية غير الملاحظ يتراوح بين ٠,٢ ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم و ٢,٥ ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم (Schwetz وآخرون، ١٩٧٧، و Harleman and Seinen، ١٩٧٧). والدراسة الرئيسية التي أشير إليها في عدة تقييمات للمخاطر هي دراسة عن التسرطن استغرقت عامين أجراها Kociba والعاملون معه (١٩٧٧). وأظهرت هذه الدراسة علاقة واضحة بين الجرعة والاستجابة بالنسبة للسمية المستحثة بواسطة البيوتاديين السداسي الكلور والتي تؤثر على الكلية بصورة أساسية. وكما يقول المؤلفون، فإن الأورام الكلوية المستحثة بالبيوتاديين السداسي الكلور لا تحدث إلا عند مستوى جرعة أعلى من تلك التي تسبب إصابة ملحوظة للكلية؛ غير أن إجراء معالجة إضافية لمجموعة بجرعة تتراوح بين ٢ و ٢٠ ملليغرام/كيلوغرام كانت ستصبح مفيدة من أجل تقدير احتمال الإصابة بالتسرطن. وفي التجربة الخاصة بالعجول أيضاً، لوحظت السمية الكلوية المستحثة بالبيوتاديين السداسي الكلور؛ وعند تركيز يبلغ ٥ ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم لمدة ثمانية أيام، تم توثيق آثار معاكسة في الكبد والكلية (Lock وآخرون، ١٩٩٦).

السمية الجينية

١٠٢- تم التوصل إلى نتائج متضاربة تتعلق بالسمية الجينية. فقد كان البيوتاديين السداسي الكلور سلبياً في عدة تجارب لاستخدام الاختبار النمطي لتكوّن الطفرات بواسطة *Salmonella typhimurium* (Yang وآخرون، ١٩٨٨، والوكالة الدولية لبحوث السرطان، ١٩٩٩)، ولكن تم الحصول على نتائج ايجابية عند استخدام نظام التنشيط مع الجرذان (الغلوتاسيون المعزز بالبروتين أو المضاف إليه البروتين) أو ميكروسومات كلية الجرذ (COT، ٢٠٠٠، و Brüscheweiler وآخرون، ٢٠١٠، والوكالة الدولية لبحوث السرطان، ١٩٩٩). كما أظهرت مستقلبات البيوتاديين السداسي الكلور نتائج ايجابية في الاختبار النمطي (البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية، ١٩٩٤). وتم الحصول على نتائج ايجابية في تجارب التبادل مع خلايا بويضة فأر التجارب الصيني (Galloway وآخرون، ١٩٨٧)، وفي اختبارات تحول الخلايا مع خلايا جنين فأر التجارب

السوري (Schiffmann وآخرون، ١٩٨٤). واكتشفت تغيرات كروموسومية مختبرية مستحثة بالبيوتاديين السداسي الكلور في خلايا رئة فأر التجارب الصيني باستخدام أو بدون استخدام التنشيط الأيضي (Schiffmann وآخرون، ٢٠١٠)، بينما تعذر اكتشاف أي تغيرات كروموسومية في خلايا بويضة فأر التجارب الصيني (Galloway وآخرون، ١٩٨٧). ولوحظت أيضاً علاقة ترابط بالحمض النووي في كلية الجرذان وكذلك في كبد وكلية إناث الفئران (Schrenk and Dekant، ١٩٨٩)، والوكالة الدولية لبحوث السرطان، ١٩٩٩). واكتشفت تغييرات كروموسومية في خلايا نخاع عظام الفئران بعد الاستنشاق والتناول عن طريق الفم (German، ١٩٨٨). ولوحظت ألكلة الحمض النووي في الكلية لدى الفئران في الجسم الحي وفي كبد وكلية إناث الفئران.

١٠٣- وطبقاً لتصنيف النظام المنسق العالمي عن طريق المعهد الوطني للتكنولوجيا والتقييم (٢٠٠٦)، والذي يستند إلى نتائج إيجابية لاختبارات التغيير الكروموسومي في الجسم الحي بعد التعرض عن طريق الفم والاستنشاق باستخدام خلايا نخاع الفئران، كما ذكر في البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (١٩٩٤)، يصنف البيوتاديين على أنه من الفئة ٢ بالنسبة لنشوء الطفرات، وكما مادة كيميائية قادرة على إحداث طفرات وراثية في الخلايا البشرية. وعموماً، فقد أوضح مختلف المؤلفين أن البيوتاديين السداسي الكلور يمكنه أن يؤدي إلى السمية الجينية.

التسرطن:

١٠٤- تسبب البيوتاديين السداسي الكلور بعد تعاطيه عن طريق الفم للجرذان في أورام حميدة وخبيثة في كلية الحيوانات من كلا الجنسين بجرعة تصل إلى ٢٠ ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم (Kociba وآخرون، ١٩٨٧)، وبالنسبة لوصف الدراسة، انظر الجدول ٢-٤-١). ولم يتسبب في أورام بالجلد بعد تعاطيه المتكرر ولم يكن له أي نشاط تمهيدي في دراسة من مرحلتين أُجريت على الفئران. ويفترض Nakagawa وآخرون أن عناصر التسمم الكلوي تعد من العوامل الهامة لتسرطن الكلية، واستخدموا مادة النيتروسيل هيدروكسيلامين (١،٠ في المائة في مياه الشرب) لمدة أسبوعين، أعقبها فترة علاج بالبيوتاديين السداسي الكلور لمدة ٣٠ أسبوعاً (١،٠ في المائة في الغذاء). ويساعد البيوتاديين السداسي الكلور على الإصابة بالأورام العُدية والأمراض الكلوية المستحثة بمادة النيتروسيل هيدروكسيلامين مرتين تقريباً في هذا النموذج الخاص بتسرطن الكلية والمكون من مرحلتين (Nakagawa وآخرون، ١٩٩٨).

١٠٥- وتقول الوكالة الدولية لبحوث السرطان إنه لا توجد أدلة كافية عن الإنسان وتوجد بعض الأدلة المحدودة من حيوانات التجارب عن التسرطن بسبب البيوتاديين السداسي الكلور (١٩٩٩). ولهذا، خلصت الوكالة الدولية لبحوث السرطان إلى أن البيوتاديين السداسي الكلور لا يمكن تصنيفه على أنه مادة مسرطنة بالنسبة للإنسان (المجموعة ٣). واستناداً إلى الاستنتاج الذي توصل إليه تقرير عام ٢٠٠٠ الصادر عن قسم تقييم الأخطار الإنجابية والسرطانية التابع لمكتب تقييم أخطار الصحة البيئية بوكالة حماية البيئة الأمريكية (Rabovsky، ٢٠٠٠)، "ليس هناك دليل على التسرطن بسبب البيوتاديين السداسي الكلور استناداً إلى ظهور أورام كلوية في إناث وذكور الجرذان التي تناولت البيوتاديين السداسي الكلور في الغذاء قرابة أسبوعين. ومما يؤيد هذا الدليل ملاحظات تتعلق بنشوء الطفرات في البكتيريا في ظروف مواتية لمسارات مادة ألييز في الكلية، والسمية الجينية في خلايا الثدييات، والحمض النووي في الجرذان والفئران. وهناك معلومات هيكلية كيميائية ووظيفية وأيضية عن المواد المعروفة أنها مسببة للسرطان، كما أن الدلائل على

نشاط نشوء الأورام تدعم هذا الحجم من الأدلة." (وكالة كاليفورنيا لحماية البيئة، ٢٠٠٣). وأكدت وكالة حماية البيئة الأمريكية احتمال أن يؤدي البيوتاديين السداسي الكلور إلى إصابة الإنسان بالسرطان. وأعلن Büschweiler والعاملون معه أنه بناءً على نتائجهم والأدلة الخاصة بالسمية الجينية وكذلك استشارة الأورام في دراسة استغرقت عامين، ينبغي إعادة تقييم التسرطن بسبب البيوتاديين السداسي الكلور (Büschweiler وآخرون، ٢٠١٠).

١٠٦- ويستند أحدث تقييم إلى تصنيف المؤتمر الأمريكي لأخصائيي الصحة الصناعة الحكوميين باعتباره مادة مسرطنة من الفئة A3 (يشتهه في أنه يسبب سرطان الجلد في حالة التعرض المهني للتركيزات). ومن ثم، فقد صنف المعهد الوطني لتكنولوجيا التقييم البيوتاديين السداسي الكلور على أنه مادة مسرطنة للكلى من الفئة ٢ "يشتهه في أن يصيب الإنسان بالسرطان" (٢٠٠٦).

التأثيرات على الإنجاب:

١٠٧- لاحظ Hardin وآخرون (١٩٨١) تسمم الأجنة بعد تعاطي البيوتاديين السداسي الكلور في الغشاء البريتوني خلال فترة تتراوح بين يوم و١٥ يوماً. وقيل إن بروتوكول الدراسة كان بمثابة دراسة تجريبية استخدمت جرعة قدرها ١٠ ملليغرام/كيلوغرام/وزن الجسم/يوم في مجموعة تتراوح من ١٠ إلى ١٥ جرذاً من إناث جرذان Sprague-Dawley، اختبرت في دراسات الاستجابة للجرعة باعتبارها أقصى جرعة مسموح بها. وقد شوهدت تغييرات في أوزان عضوين أنثيين على الأقل، وكذلك تأخر في نمو الأجنة. وتأخر نمو القلب بمقدار يوم إلى يومين، كما شوهد توسع في أحواض الكلى وفي الحالب. ولم يصنف المؤلفون هذه الآثار على أنها نوع من المسخ، ولكنهم اعتبروا البيوتاديين السداسي الكلور مرشحاً لإجراء مزيد من الفرز المتعلق بالمسخ عن طريق مسار آخر للتعاطي.

١٠٨- وسُجّلت تأثيرات خطيرة بعد تعاطي جرعة وحيدة من البيوتاديين السداسي الكلور في الغشاء البريتوني وذلك في دراسة أجرتها Poteryaeva عام ١٩٦٦. فقد أعطيت جرعة مقدارها ٢٠ ملليغرام/كيلوغرام لإناث الجرذان غير الحوامل. ولوحظ تطور الحمل اللاحق ونتيجته في الحيوانات الخاضعة للرعاية و٨٦ من حديثي الولادة لأمهات الجرذان المعالجات. ولم يتأثر معدل الحمل بالعلاج، ولم ترد أي معلومات أخرى عن صحة الأمهات في الدراسة الأصلية، ولهذا فإن أهمية تقييم المخاطر تعدد محدودة. وقد لوحظ انخفاض الحيوية، وزيادة الوزن بصورة طفيفة، وتغييرات في الأوعية الدموية، وفقدان التناسق في الحركات لدى حديثي الولادة، إلى جانب تغييرات مرضية منفصلة في الأعضاء الداخلية (حالات نزف في الرئتين، وتغييرات انتكاسية والتهابية في الكبد والكليتين، وعمليات إتلافية في القناة المعدية المعوية).

١٠٩- وقد أجرى Saillenfait وآخرون (١٩٨٩) تحريات عن السمية الإنجابية للبيوتاديين السداسي الكلور عن طريق التعرض بواسطة الاستنشاق. وقد تعرضت جرذان Sprague-Dawley (مجموعة مكونة من ١٩ إلى ٢٥ جرذاً) لجرعات قدرها ٢، ٥، ١٠، و١٥ جزءاً من المليون تعادل ٢١، ٥٤، و١٠٧، و١٦٠ ملليغرام/متر مكعب لمدة ست ساعات/يوم بدءاً من اليوم السادس حتى اليوم العشرين من التناول. وقد تم الإبلاغ عن انخفاض في وزن الجنين عند الجرعة ١٥ جزءاً من المليون، وتركيز يؤثر على وزن الأم. ولوحظت إصابة غير هامة بتكوّن مائي في الحالب عند الجرعة ١٥ جزءاً من المليون، وزيادة طفيفة غير هامة في الضلع الرابع عشر عند الجرعة ١٠ أجزاء من المليون. واعتبر البيوتاديين السداسي الكلور من الفئة

٢ طبقاً للنظام المنسق العالمي نظراً لأنه عند الفحص الدوائي أثناء فترة حمل الجرذان، لوحظ أيضاً وجود مادة سمية كلوية في الأجنة لدى الأمهات (NTP DB، ٢٠٠٦، في المعهد الوطني للتكنولوجيا والتقييم، ٢٠٠٦).

١١٠ - واستناداً إلى المؤلفات المتاحة، يمكن القول بأن الآثار الإنجابية تظهر لدى الأمهات عند التركيزات السمية، ولهذا فإن خطورة التأثيرات الإنجابية دون المستويات التي تكشف عن وجود سمية لدى الأمهات تعتبر منخفضة نسبياً.

التأثيرات العصبية

١١١- في الجرذان التي تعرضت لتركيزات تبلغ ١٥٠ ملليغرام/كيلوغرام/يوم لأكثر من عشرة أسابيع، لوحظ حدوث ترنح، وزوال النخاعين، وتدهور الألياف العصبية الفخذية (وكالة المواد السامة وسجل الأمراض، ١٩٩٤).

القيم الحدية والمبادئ التوجيهية

١١٢- حددت منظمة الصحة العالمية قيمة لإجمالي الجرعة اليومية بالنسبة للبيوتاديين السداسي الكلور تبلغ ٠,٢ ميكروغرام/كيلوغرام من وزن الجسم، استناداً إلى مستوى الأثر غير الملاحظ والذي يبلغ ٠,٢ ملليغرام/كيلوغرام من وزن الجسم يومياً بالنسبة للسمية الكلوية في دراسة تغذية الجرذان التي استغرقت سنتين، باستخدام عامل عدم يقين قدره ١٠٠٠ (١٠٠ للفروق بين الأنواع وفيما بينها، و١٠ للأدلة المحدودة عن التسرطن والسمية الجينية لبعض المستقبلات) (منظمة الصحة العالمية، ٢٠٠٤). كما وضعت وكالة المواد السامة وسجل الأمراض قيمة مرجعية مؤقتة قدرها ٠,٦ ميكروغرام/كيلوغرام، مشتقة كقيمة للمبدأ التوجيهي بالنسبة لمياه الشرب (منظمة الصحة العالمية، ٢٠٠٤). وفي استراليا، تم وضع قيمة للمبدأ التوجيهي قدرها ٠,٧ ميكروغرام/لتر (NHRMC، ٢٠٠٤). وطبقاً لوكالة حماية البيئة الأمريكية (١٩٨٠)، ينبغي ألا تتجاوز مستويات التعرض في مياه الشرب بالنسبة للبالغين (التعرض مدى الحياة) ١ ميكروغرام/لتر. وحددت وكالة حماية البيئة الأمريكية مستوى مرجعي أولي للصحة قدره ٠,٩ ميكروغرام/لتر من مياه الشرب بالنسبة للبيوتاديين السداسي الكلور (وكالة حماية البيئة الأمريكية، ٢٠٠١ ج)، وتركيز يقابل 10^{-6} لمخاطر السرطان الإضافية محسوبة من عامل تدرج باستخدام طريقة التقدير الخطي (وكالة حماية البيئة الأمريكية، ٢٠٠٣). وحددت المستويات الرقابية للتركيزات السنوية في الهواء طبقاً لوكالة NATICH (١٩٩١) حسب الحالة على أساس ٠,٠٠ ميكروغرام/متر مكعب، و٠,٠٤٥ ميكروغرام/متر مكعب، و٠,٨ ميكروغرام/متر مكعب، و٠,٢١٠ ميكروغرام/متر مكعب على الترتيب (وكالة المواد السامة وسجل الأمراض، ١٩٩٤). وحددت اللجنة المعنية بسمية المواد الكيميائية في الأغذية، والمنتجات الاستهلاكية، والبيئة بالمملكة المتحدة تركيزاً مأموناً في الجو يبلغ ٠,٦ ملليغرام/متر مكعب، أو ٦٠ جزءاً من البليون على الترتيب، معلنة أنه ينبغي اتباع مبدأ "المنخفض بقدر ما يمكن توقعه بشكل معقول" (COT، ٢٠٠٠).

مقارنة بيانات الأثر مع بيانات الرصد

١١٣- أجريت في الماضي تقييمات للمخاطر بالنسبة للملوثات العضوية الثابتة. وقد أُدخلت في الفترة الأخيرة تحسينات لمعالجة قضايا محددة والحد من أوجه عدم اليقين بالنسبة لتقييمات مخاطر الملوثات العضوية الثابتة (Klecka and Muir، ٢٠٠٨). غير أنه يمكن التهوين من المخاطر بالنسبة للمواد الثابتة والمتراكمة بيولوجياً إذا تم تقييمها باستخدام الأساليب والنهج التقليدية واعتبر (van Wijk، وآخرون ٢٠٠٩) أن الجرعة الداخلية أو مخلفات النسيج الحرج النهج المفضل للمواد الثابتة والمتراكمة بيولوجياً والسمية والملوثات العضوية الثابتة للحد من عدم اليقين عند تحديد مستويات التأثيرات (van Wijk، ٢٠٠٩). وطبقاً للوكالة الكيميائية الأوروبية (٢٠٠٨)، فإن مستوى عدم اليقين عند تحديد المخاطر البعيدة المدى لمواد محتملة ثابتة ومتراكمة بيولوجياً وسمية لا يمكن تقديره بدقة كافية مقارنة بمواد أخرى. وعلاوة على ذلك، فإن عواقب التهوين من الآثار المعاكسة لا يمكن علاجها بسهولة عن طريق العمل الرقابي.

١١٤- وقد اتبع نهج تقليدي لتقييم المخاطر عند تحديد خصائص البيئة البحرية للبيوتاديين السداسي الكلور من جانب المجلس العالمي للكلور (٢٠٠٢)، مما يشير إلى عدم وجود أي مخاطر بالنسبة للكائنات المائية البحرية التي تعيش في الرواسب، ومخاطر على الأسماك من التركيز البيولوجي. وقد أُجري تقييم المخاطر في سياق برنامج لجنة أوسبار لحماية البيئة البحرية لبحر الشمال، وأُخذ عامل التقييم الذي يبلغ ٥٠ من توجيه تقييم المخاطر بالاتحاد الأوروبي الذي كان مطبقاً في ذلك الوقت. غير أن استخدام العامل ٥٠ ليس ملائماً طبقاً للتوجيه الحالي، وسيخصص عامل أعلى لمجموعة البيانات المدرجة. وفيما يتعلق بمخاطر التسمم لثانوي والتضخم البيولوجي (استناداً إلى التركيز غير المؤثر المتوقع بدون عوامل التقييم والتركيزات غير المؤثرة المتوقعة للآثار السمية بالنسبة لأنواع مختلفة تأكل الأسماك الملوثة بالبيوتاديين السداسي الكلور. وتعد الجرعات اليومية التقديرية من البيوتاديين السداسي الكلور أقل عدة مرات من مستويات انعدام الأثر العاكس. غير أن هذه الحسابات تعد خاضعة للتساؤل، ليس فقط بسبب اشتقاق التركيز غير المؤثر المتوقع وقيم التركيز غير المؤثر المتوقع وإنما بسبب عدم ملاءمة النهج التقليدي لمواد الملوثات العضوية الثابتة على النحو الموضح أعلاه. وقد استخدمت وزارة البيئة الكندية (١٩٩٩) تركيزات مقيسة من نهر سانت كلير، وهو موقع ملوث محلياً، لتحديد خصائص المخاطر وحددت نوعاً من المخاطر بالنسبة للكائنات القاعية في أجزاء النهر الأكثر تلوثاً (ولكن ليس بالنسبة للكائنات البحرية).

٣ - تحليل المعلومات

١١٥- كانت للبيوتاديين السداسي الكلور استخدامات مختلفة، سواء كمنتج فرعي من مركبات عضوية أو منتج بصورة متعمدة، بما في ذلك استخدامه كمادة وسيطة في الصناعات الكيميائية أو المعدنية، أو كعنصر لتبديد الحرارة، وكسوائل عازلة أو هيدروولية، فضلاً عن استخدامه كصبغ للآفات. وقد انخفض إنتاجه بدرجة كبيرة خلال العقود الأخيرة، ولم يعد ينتج في منطقة لجنة الأمم المتحدة الاقتصادية لأوروبا؛ وتعد المعلومات عن إنتاجه المتعمد واستخدامه خارج بلدان اللجنة الاقتصادية لأوروبا معلومات قاصرة. وفي عام ٢٠٠٠، تم تسريب ما يقدر بنحو ٢,٦ طن من البيوتاديين السداسي الكلور إلى البيئة في منطقة اللجنة الاقتصادية لأوروبا، وتعطي عمليات الجرد الأخيرة (٢٠٠٧-٢٠٠٩) أرقاماً تتراوح بين ١٢٠ و١٤٩ كيلوغراماً سنوياً للانبعاثات الصناعية من الاتحاد الأوروبي (بما في ذلك إدارة النفايات). وتعد التسريبات الأخيرة للبيوتاديين السداسي الكلور في الولايات المتحدة بنفس الحجم (نحو ٢٠٠ إلى ٣٠٠ كيلوغرام/سنوياً من عام ٢٠٠٧ إلى عام ٢٠١٠).

١١٦- وليس من المتوقع أن يذوب البيوتاديين السداسي الكلور في الماء استناداً إلى تركيبه الكيميائي. وتتاح بيانات محدودة ذات أهمية غير معروفة عن تحلله الضوئي في ظروف بيئية. وسيكون التطاير والامتزاز من بين المسارات الرئيسية لتبديده من الماء والتربة، وبذلك تزيد مقاومته للتحلل. وسيكون التوافر البيولوجي أحد العوامل المقيدة للتدهور البيولوجي وكذلك بالنسبة للآثار على الكائنات الحية. وهناك أدلة على أن البيوتاديين السداسي الكلور ليس قابلاً للتحلل البيولوجي دائماً، وتتجاوز بعض أنصاف الأعمار المقدرة في الماء عتبة الشهرين. غير أن هناك دلائل على أن التدهور الأسرع قد يصبح ممكناً في ظروف مواتية. وتصل أنصاف الأعمار المقدرة للتربة إلى عتبة مقاومة التحلل وهي ستة أشهر. وقد لا يتحلل البيوتاديين السداسي الكلور تحت ظروف لا هوائية في التربة. ولا تتاح بيانات عن نصف عمر البيوتاديين بالنسبة للرواسب، مع أن الرواسب تعد بالوعة للبيوتاديين السداسي الكلور. وتعد أنصاف الأعمار المتوقعة في الهواء طويلة جداً

(أكثر من سنة واحدة)، وفيما يتعلق بتوزيع البيوتاديين السداسي الكلور في البيئة، يعد الهواء من الحيزات البيئية الهامة للغاية بسبب الخواص الفيزيائية والكيميائية للبيوتاديين. وهكذا، توجد دلائل على أن البيوتاديين السداسي الكلور يقاوم التحلل في أحوال أخرى بما يكفي لتبرير إدراجه في نطاق اتفاقية استكهولم.

١١٧- والافتراض الخاص باحتمال الانتقال البعيد المدى للبيوتاديين السداسي الكلور تؤيده نتائج النماذج ووجود البيوتاديين السداسي الكلور في عينات بيئية بمناطق بعيدة عن مصادر البيوتاديين السداسي الكلور. وتتوقع النماذج أن البيوتاديين السداسي الكلور الذي يتسرب إلى الهواء أو الماء سيتفرق في الجو بدرجة كبيرة. وللبوتاديين السداسي الكلور الجوي نصف عمر طويل للغاية ومسافة انتقال تبلغ ٨ ٧٨٤ كيلومتراً، وهو ما يمكن البيوتاديين السداسي الكلور من الانتشار إلى مسافات طويلة للغاية. وقد عثر على البيوتاديين السداسي الكلور في الثدييات، والطيور، والأسماك في أماكن نائية مثل غرينلاند أو جزيرة سفالبارد.

١١٨- ويبلغ لوغاريتم مُعامل التفرق في الأوكتانول/الماء بالنسبة للبيوتاديين السداسي الكلور ٤,٧٨. وتؤكد البيانات التجريبية احتمال التركيز البيولوجي للبيوتاديين السداسي الكلور في الكائنات المائية. وتتراوح قيمة معامل التركيز البيولوجي في المؤلفات العلمية ما بين ١ و ١٩ ٠٠٠ لتر/كيلوغرام بالنسبة للأسماك، والقشريات، والرخويات، والطحالب. ويعزى هذا التباين الواسع إلى اختلافات خاصة بالأنواع في الأيض واختلافات في تراكيز التعرض. وتتاح قيم مقدرة لمعامل التركيز البيولوجي بالنسبة للأسماك الشبوط والمنوه تتراوح ما بين ٦ ٤٨٠ و ٧ ٤١٠ لتر/كيلوغرام. وتتاح قيم مقدرة لمعامل التراكم البيولوجي تتراوح من ٩ ٢٦٠ و ٢٥٠ ٠٠٠ لتر/كيلوغرام بالنسبة للقشريات، وقيمة تبلغ ١٧ ٣٦٠ لتر/كيلوغرام بالنسبة للأسماك. وهكذا فإن قيم معامل التركيز البيولوجي ومعامل التراكم البيولوجي المعلنة تتجاوز المعيار وهو ٥ ٠٠٠. ويشير معامل التضخم البيولوجي المحسوب على أساس معامل التركيز البيولوجي البالغ ٣ إلى احتمال التضخم البيولوجي، غير أن هذا الاستنتاج لا تؤيده البيانات الميدانية. واستناداً إلى هذه البيانات، يمكن القول بأن البيوتاديين السداسي الكلور لديه القدرة على التراكم البيولوجي بالنسبة لبعض الأنواع على الأقل.

١١٩- وتعد السمية والسمية الأيكولوجية للبيوتاديين السداسي الكلور موثقة بصورة جيدة. فالبيانات التجريبية عن عدة أنواع بيئية (الأسماك، والقشريات، والبكتيريا، والطحالب، والرخويات، ووحيدة الخلية، والحشرات، والقواقع، والطيور، وديدان الأرض) تقدم أدلة كافية بحيث يمكن القول بأن البيوتاديين السداسي الكلور مادة سامة جداً بالنسبة للبيئة المائية، وسامة بالنسبة للطيور.

١٢٠- وقد أُجريت تقييمات للمخاطر بالنسبة للبيئة البحرية، ولكن مستوى عدم اليقين مرتفع فيما يتعلق بتحديد المخاطر بالنسبة للأحياء المائية والساحلية طبقاً للنهج التقليدي المتاح في ذلك الوقت لتقييم المخاطر. وبالنسبة لتقييم المخاطر، تمثل لبيئة المياه العذبة أحد المواقع القابلة للتلوث محلياً، كما تمثل مخاطر بالنسبة للكائنات القاعية.

١٢١- وتعد البيانات البشرية شحيحة عن سمية البيوتاديين السداسي الكلور، ولهذا كان يتعين استخدام البيانات الحيوانية لدراسة الأخطار. ففي حيوانات التجارب، لا يعد البيوتاديين السداسي الكلور سميماً بدرجة حادة للغاية، ولكنه سام بدرجة عالية في حالة التعرض المتكرر أو المزمن. والكلية هي العضو

المستهدف للسمية المستحثة بالبيوتاديين السداسي الكلور في حيوانات التجارب وكذلك في العجول. ومن المتوقع أن يكون التحول البيولوجي عن طريق السيستوكروم P450 3a، وعن طريق الاقتران مع الغلوتاسيون الذي يؤدي في النهاية إلى كبريت نشط يحتوى على مستقبلات، هو المسؤول عن السمية الكلوية الملاحظة وكذلك سميته الجينية وقدرته على الإصابة بالتسرطن. وقد لوحظت السمية الجينية في التجارب المختبرية وعلى الجسم الحي. وقد اكتشفت أيضاً تغييرات كروموسومية في البشر في حالة التعرض المهني. ولوحظ التسرطن في الجرذان التي تعاطت البيوتاديين السداسي الكلور عن طريق الغذاء في دراسة استغرقت عامين. ولم يتم التوصل إلى معلومات عن الوظيفة المناعية.

١٢٢- وتفيد البيانات المخبرية البشرية بأن التنشيط الأيضي الذي يؤدي إلى منتجات تفاعل سمية يحدث أيضاً في البشر، ولكن بدرجة أقل.

١٢٣- وهناك قدر كبير من عدم اليقين في تقديرات جرعة البيوتاديين السداسي الكلور في الأغذية، وهي وسيلة التعرض الرئيسية المحتملة. فقد تكون الأسماك أحد المصادر الهامة لانتقال البيوتاديين السداسي الكلور من الأراضي الرطبة الملوثة إلى الإنسان. وقد أدت التركيزات المقيسة لمركبات البنزين الخماسي الكلور، والبنزين السداسي الكلور، والبيوتاديين السداسي الكلور إلى صدور نصائح تتعلق باستهلاك الأسماك في الولايات المتحدة. وقد تعذر تحديد أي بيانات عن تعرض السكان الأصليين في القطب الشمالي للبيوتاديين السداسي الكلور لإجراء مقارنة مع بيانات الأثر فيما يتعلق بالتعرض.

١٢٤- وهناك معلومات موثقة بصورة جيدة على أن السكان الأصليين في القطب الشمالي يعانون من مشاكل صحية بسبب التعرض للملوثات العضوية الثابتة (برنامج رصد المنطقة المتجمدة الشمالية وتقييمها، ٢٠٠٩). ولهذا ينبغي تدنية التعرض للبيوتاديين السداسي الكلور، وهو عنصر يسبب التسمم الكلوي، والذي يؤدي إلى تكوين أورام في مراحل متقدمة إذا كان هناك تعرض مشترك مع مادة مسرطنة أخرى.

٤ - البيان الختامي

١٢٥- على الرغم من أن إنتاج البيوتاديين السداسي الكلور واستخدامه قد توقف في بلدان لجنة الأمم المتحدة الاقتصادية لأوروبا، إلا أنل معلومات عن استخدامه الحالي أو إدخاله من جديد خارج بلدان اللجنة الاقتصادية لأوروبا تعد غير كافية. وهذا الأمر يزيد من عدم يقين تقديرات الإطلاقات الحالية للبيوتاديين السداسي الكلور، والتي تحمل في طياتها مخاطر إطلاقات غير معروفة لهذه المادة في التقديرات العالمية. وتعد الإطلاقات الصناعية للبيوتاديين السداسي الكلور من الصناعة الكيميائية في بلدان اللجنة الاقتصادية لأوروبا منخفضة حالياً، وهذا يرجع أيضاً إلى أن المنتج الفرعي للبيوتاديين السداسي الكلور يعاد تدويره بصورة انتقائية أو يتم التخلص منه عند الإنتاج. غير أنه بالنسبة للمناطق الواقعة خارج اللجنة الاقتصادية لأوروبا، لا يعرف الكثير عن أحجام وإطلاقات البيوتاديين السداسي الكلور المتولدة كمنتج فرعي في الصناعة الكيميائية.

١٢٦- ويمكن أن يحدث انتقال بعيد المدى للبيوتاديين السداسي الكلور في الجو بسبب مقاومته العالية لتحلل في الهواء، ووجوده في مصفوفات لا أحيائية وأحيائية في مناطق نائية. وتوجد بيانات رصد محدودة لا تكفي لتحديد اتجاه زمني في البيئات دون القطبية أو القطبية.

١٢٧- ويستوفي البيوتادايين السداسي الكلور معايير مقاومة التحلل الواردة في المرفق دال استناداً إلى بيانات التحلل في الماء المستمدة من التجارب ومن عمليات النمذجة. كما أن نصف عمره الطويل في الهواء (طبقاً للمعلومات المقيسة والمقدرة) تقدم الدليل على أن البيوتادايين السداسي الكلور يقاوم التحلل في أحوال أخرى مما يكفي لتبرير إدراجه ضمن نطاق اتفاقية استكهولم.

١٢٨- ويستوفي البيوتادايين السداسي الكلور معيار التراكم البيولوجي الوارد في المرفق دال استناداً إلى القيمة العالية لمعامل التركيز البيولوجي في الأسماك.

١٢٩- ويعد البيوتادايين السداسي الكلور سميّاً للغاية بالنسبة للكائنات المائية. وتتاح معلومات سمية محدودة للغاية عن آثار البيوتادايين السداسي الكلور على الإنسان، ولهذا كان يتعين استخدام البيانات الحيوانية لدراسة الأخطار. وهو مادة سمية بدرجة عالية بعد تعرض حيوانات التجارب له بصورة متكررة ومزمنة (الفقریات). وتعد سميته العالية بالنسبة للكلى، وسميته الجينية، وسرطنته مصدر قلق خاص، لاسيما بالنسبة لظروف التعرض على مستوى منخفض وعلى مدى الحياة عن طريق الأغذية.

١٣٠- واستناداً إلى الخصائص المتأصلة للبيوتادايين السداسي الكلور، وبالنظر إلى ظهوره المقيس في حيّزات بيئية وفي الكائنات الحية في المناطق النائية، جنباً إلى جنب مع سميته العالية، وشبهه تسببه في الإصابة بالسرطان، فقد تم التوصل إلى استنتاج بأن البيوتادايين السداسي الكلور من الأرجح، نتيجة لانتقاله البعيد المدى، أن يؤدي إلى حدوث تأثيرات ضارة كبيرة على صحة الإنسان والبيئة، بما يبرر اتخاذ إجراء علمي.

(ACToR 2012: US-EPA)

ACToR 2012: US-EPA (<http://actor.epa.gov/actor/GenericChemical?casrn=87-68-3> 2012-02-23)

AMAP 2009: AMAP Assessment 2009: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, 2009. ISBN 13 978-82-7971-051-6.

Arkoosh MR, Clemons E, Huffman P, Kagley AN, Casillas E, Adams N, Sanborn HR, Collier TK, Stein JE. 2001: Increased Susceptibility of Juvenile Chinook Salmon to Vibriosis After Exposure to Chlorinated and Aromatic Compounds Found in Contaminated Urban Estuaries, *J. Aquat. Anim. Health* 13(3): 257-268

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) 1994: Toxicological profile for hexachlorobutadiene. Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services (publication No. TP-93/08).

Bakoğlu M, Karademir A, Ayberk S. 2004: An evaluation of the occupational health risks to workers in a hazardous waste incinerator. *J Occup Health*. 2004 Mar;46(2):156-64.

Barnes G, Baxter J, Litva A, Staples B. 2002: The social and psychological impact of the chemical contamination incident in Weston Village, UK: a qualitative analysis. *Soc Sci Med*. 55 (12):2227-41.

Bedard D, Petro S. 1997: Laboratory sediment bioassay report on Upper St. Clair River sediments in the vicinity of industrial point sources, 1994 & 1995. St. Clair River Remedial Action Plan, Toronto, Ontario. 76 p.

Belfroid A, Block H, Balk F. 2005: Addendum to the risk profile of Hexachlorobutadiene, Annex E submission by The Netherlands.

Birner G, Werner M, Ott MM, Dekant W. 1995: Sex differences in hexachlorobutadiene biotransformation and nephrotoxicity. *Toxicol. Appl Pharmacol*. 132(2):203-12.

Booker RS, Pavlostathis SG, 2000: Microbial reductive dechlorination of hexachloro-1,3-butadiene in a methanogenic enrichment culture. *Water Research* Volume 34, Issue 18, 4437-4445.

Bosma TNP, Cottaar FHM, Posthumus MA, Teunis CJ, Veldhuizen, Schraa G, Zehnder AJB. 1994. Comparison of reductive dechlorination of hexachloro-1,3-butadiene in Rhine sediment and model systems with hydroxocobalamin. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1124-28

Brüschweiler B, Märki W, Wülser R. 2010: In vitro genotoxicity of polychlorinated butadienes (Cl4–Cl6). *Mutation Research* 699, 47-54.

Burkatskaya EN, Viter VF, Ivanova ZV, Kaskevitch LM, Gorskaya NZ, Kolpakov IE, Deineka KA. 1982: Clinico-hygienic data on working conditions during use of hexachlorobutadiene in vineyards. *Vrach Delo*, 11: 99-102 (in Russian).

California EPA: State of California EPA (2012) Office of Environmental Health Hazard Assessment, Safe Drinking Water and Toxic Enforcement Act of 1986, Chemicals known to the State to cause cancer or reproductive toxicity, 3 February 2012 http://www.oehha.ca.gov/prop65/prop65_list/files/singlelist020312.xls

Chan CH & Kohli J (1987): Surveys of Trace Contaminants in the St. Clair River, 1985. *Env. Canada Scientific Series* 1985: http://agrienvarchive.ca/download/trace_contam_St.clair_river85.pdf

Choudhary G. 1995: J Human health perspectives on environmental exposure to hexachlorobutadiene: A review. *Journal of Environmental Science and Health, Part C: Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews* Volume 13, Issue 2, pages 179-203.

COT - Committee on toxicity of chemicals in food, consumer products and the environment (2000) TOX/2000/11 Hexachlorobutadiene (HCBD)

COT - Committee on toxicity of chemicals in food, consumer products and the environment (2000) COT statement on Hexachlorobutadiene (June 2000):

(<http://cot.food.gov.uk/cotstatements/cotstatementsyrs/cotstatements2000/hexachlorobutadiene>, 2012-02-23)

Crump D, Brown V, Rowley J, Squire R (2004) Reducing Ingress of Organic Vapours into Homes Situated on Contaminated Land. *Env. Technol.* 4(25): 443-450.

De Ceauriz J, Gagnaire F, Ban M, Bonnet P. 1988: Assessment of the relative hazard involved with airborne irritants with additional hepatotoxic or nephrotoxic properties in mice. *Appl Toxicol.* 8(6):417-22.

Dekant W, Vamvakas S. 1993: Glutathione-dependent bioactivation of xenobiotics. *Xenobiotica* 23:873-887.

- Dekant W. 1996: Biotransformation and renal processing of nephrotoxic agents. *Arch Toxicol Suppl.* 1996;18:163-72.
- DMER, AEL 1996: Pathways analysis using fugacity modelling of hexachlorobutadiene for the second Priority Substances List Report prepared for Chemicals Evaluation Division commercial Chemicals Evaluation Branch, Environment Canada, by Don Mackay Environmental Research (DMER), Peterborough, Ontario, and Angus Environmental Limited (AEL), Don Mills, Ontario, Canada.
- Duprat P, Gradiski D. (1978) Percutaneous toxicity of hexachlorobutadiene. *Acta Pharmacol Toxicol.* 43(5):346-53.
- ECETOC 1988: Concentrations of industrial organic chemicals measured in the environment: The influence of physico-chemical properties, tonnage and use pattern. Technical report no 29. European chemical industry ecology & toxicology centre ECETOC. 105p
- ECOLAS 2005: Assessing economic impacts of the specific control measures for priority substances and priority hazardous substances regulated under Article 16 of the Water Framework Directive. (commissioned by EU DG Environment) 03/07767/DL
- ECHA 2008: Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Chapter R.11: PBT Assessment, European Chemicals Agency. (http://echa.europa.eu/documents/10162/13643/information_requirements_part_c_en.pdf, 2012-03-25)
- EEA 2012a: The European Pollutant Release and Transfer Register. (<http://prtr.ec.europa.eu/>, 2012-02-23)
- EEA 2012b: Waterbase - Transitional, coastal and marine waters. (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/waterbase-transitional-coastal-and-marine-waters-7> 2012/03/23) ENVIRONMENT CANADA 2000: Priority substances list assessment report – Hexachlorobutadiene. ISBN 0-662-29297-9
- Environment Canada 1999: Priority Substance List Assessment Report, Hexachlorobutadiene, ISBN 0-662-29297-9. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl2-lsp2/hexachlorobutadiene/index-eng.php>
- Environment Canada 2004: Risk Management Strategy - Update 2004 Hexachlorobutadiene (HCBD) <https://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=En&xml=81EBD5A7-0C9C-4CB0-86FD-849869B75715>
- Estonia 2011: submission of information specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention (<http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>, 2012-01-22)
- Euro Chlor 2007: Chlorine Industry Review 2006–2007. Well-earned reputation rests on renewed sustainability efforts. Brussels 2007.
- Fuchsman PC, Sferra JC, Barber TR. 2000: Three Lines of Evidence in a Sediment Toxicity Evaluation for Hexachlorobutadiene, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 19, No. 9, pp. 2328-2337.
- Gabrielsen GW, Knuden L B, Verreault J, Pusk K, Muir D C, Letcher R J 2004: Halogenated organic contaminants and metabolites in blood and adipose tissue of polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard. SFT project 6003080. Norsk Polar Institut. SPFO report 915/2004.
- Galloway SM, Armstrong MJ, Reuben C. 1987: Chromosome aberrations and sister chromatid exchanges in Chinese hamster ovary cells: evaluations of 108 chemicals. *Environ. Mol. Mutagen.* 10:1-175.
- German IV & Viter VF (1985) Evaluation of worker's health in Dactal and hexachlorobutadiene production processes. *Hyg Employ Toxicol Pestic Polym*, 15: 32-34.
- German, I.V. 1986: Level of chromosome aberrations in workers coming in contact with hexachlorobutadiene during production. *JGig. Tr. Prof. Zabol.* 5:57-79. (original in Russian) (as cited in IPCS, 1994).
- Gobas F.A.P.C, de Wolf W, Burkhard L. P., Verbruggen E, Plotzke K. (2009), Revisiting Bioaccumulation criteria for POPs and PBT Assessments. *Integrated Environmental Assessment and Management*, Vol.5, No. 4, pp. 624 – 637
- Green T, Lee R, Farrar D, Hill J. 2003: *Toxicol Lett.* 2003 Feb 18;138(1-2):63-73.
- Hardin BD, Bond GP, Sikov MR. 1981: Testing of selected workplace chemicals for teratogenic potential. *Scand. J. Work Environ. Health* 7(Suppl. 4):66-75.
- Harleman JH, Seinen W. 1979: Short-term toxicity and reproduction studies in rats with hexachloro-(1,3)-butadiene. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 47:1-14.
- Haskoning 2003: CIRCA Royal Haskoning fact sheets on production, use and release of priority substances in the WFD, Alachlor, Final version 31 January 2003

- Heinisch E, Kettrup A, Bergheim W, Wenzel S. 2007: Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHCS), source-oriented monitoring in aquatic media. 6. Strikingly high contaminated sites. Fresen. Environ. Bull. 16 (10), 1248-1273
- Hillenbrand T, Marscheider-Weidemann F, Strauch M, Heitmann K 2006: Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie, Datenblatt Hexachlorbutadien [Priority Substances of the EU Water Framework Directive – Hexachlorobutadiene fact sheet]. <http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/stoffhaushalt/hexachlorbutadien.pdf>
- Hook JB, Ishmael J, Lock EA. 1983: Nephrotoxicity of Hexachloro-1:3-butadiene in the rat: the effect of age, sex, and strain. *Toxicol Appl Pharmacol.* 67(1):122-31.
- Howard P 1991: Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals. Lewis Publishers, London, U.K.
- HSDB, 2012: Hazardous Substances Data Bank; Hexachlorobutadiene. Division of Specialized Information Services, National Library of Medicine (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, last revised 10/12/2011).
- Hung, H. 2012. Hexachlorobutadiene (HCBd) Monitored in Canadian Arctic Air. Data Originator: Hayley Hung, Environment Canada (unpublished data).
- IARC 1979: Some Halogenated Hydrocarbons. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Vol. 20 (609 pp). ISBN 92-832-1220-7. online: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol20/volume20.pdf>
- IARC 1999: INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 73, WHO [http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol73/volume73.pdf, 2012-02-01]
- IARC 2012: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100F, A Review of Human Carcinogens: Chemical Agents and Related Occupations, <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100F/>, 2012-06.26
- IKSR 2002: IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins 2002: Kontamination von Rheinfischen 2000. Bericht Nr. 124-d. (http://www.iksr.org/uploads/media/bericht_nr124d.pdf, 2012-02-23)
- IPCS 1994: INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY, ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 156, HEXACHLOROBUTADIENE, WHO [http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc156.htm, 2012-02-01]
- IPEN, 2011: submission of information specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention (<http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBdAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>, 2012-01-22)
- IPT 2005: The Indian people's tribunal report on environmental and human rights violations by Chemplast Sanmar and MALCO industries at Mettur, Tamil Nada. India People's Tribunal on Environment and Human Rights. Mumbai 2005. http://www.sipcotcuddalore.com/downloads/Mettur_IPT_report.pdf
- James DL 2009: Biochemical dechlorination of Hexachloro-1,3-butadiene. PhD thesis (196 p.). Murdoch University. Perth, Western Australia
- Japan 2012: Annex E submission. National Institute of Technology and Evaluation (NITE), Chemical Risk Information Platform (CHRIP). Biodegradation study of hexachlorobutadiene, supported by the Economy, Trade and Industry (METI). (http://www.safe.nite.go.jp/data/hazkizon/pk_e_kizon_disp.html?k_no=1637 2012-01-31)
- Jonker D, Woutersen RA, Feron VJ. 1996: Toxicity of mixtures of nephrotoxicants with similar or dissimilar mode of action. *Food Chem Toxicol*34(11-12):1075-82.
- Jonker D, Woutersen RA, van Bladeren PJ, Til HP, Feron VJ. 1993: Subacute (4-wk) oral toxicity of a combination of four nephrotoxins in rats: comparison with the toxicity of the individual compounds. *Food Chem Toxicol.* 31(1):45-52.
- Jonker D, Jones MA, van Bladeren PJ, Woutersen RA, Til HP, Feron VJ. 1989: Acute (24 hr) toxicity of a combination of four nephrotoxicants in rats compared with the toxicity of the individual compounds. *Carcinogenesis* 10(6):1139-41.
- Juang D-F, Lee C-H, Chen W-C, Yuan C-S 2010: Do the VOCs that evaporate from a heavily polluted river threaten the health of riparian residents? *Sci. Tot. Env.* 408(20): 4524–4531.
- Kaj L, Dusan B 2004: Screening av Organiska Miljögifter i Fisk-HCBd och Klorbensener. (Screening of Organic Environmental Toxins-HCBd and Chlorobenzenes.). Report B1557, Swedish Environmental Research Inst. (IVL), Stockholm, Sweden

- Kaj L, Palm A 2004: Screening av Hexaklorbutadien (HCBD) i Miljon. (Screening of Hexachlorobutadiene (HCBD) in the Environment). Report B1543, Swedish Environmental Research Inst. (IVL), Stockholm, Sweden
- Kelly BC, Ikononou MG, Blair JD, Morin AE and Gobas FAPC 2007: Food web- Specific Biomagnification of Persistent Organic Pollutants. *Science* 317: 2362_2339
- Kim HS, Cha SH, Abraham DG, Cooper AJ, Endou H. 1997: Intranephron distribution of cysteine S-conjugate beta-lyase activity and its implication for hexachloro-1,3-butadiene-induced nephrotoxicity in rats. *Endou H.Arch Toxicol.*71(3):131-41-
- Klecka GM, Muir DCG 2008: Science-Based Guidance and Framework for the Evaluation and Identification of PBTs and POPs: Summary of a SETAC Pellston Workshop, SETAC
<http://www.setac.org/sites/default/files/ExecutiveSummary.pdf>, 2012-06-04
- Kociba RJ, Keyes DG, Jersey GC, Ballard JJ, Dittenber DA, Quast JF, Wade CE, Humiston CG, Schwetz BA 1977: Results of a two year chronic toxicity study with hexachlorobutadiene in rats. *Am Ind Hyg Assoc J.*;38 (11):589-602.
- Kociba RJ, Keyes DG, Jersey GC, Ballard JJ, Dittenber DA, Quast JF, Wade CE, Humiston CG, & Schwetz BA 1977a: Results of a two year chronic toxicity study with hexachlorobutadiene in rats. *Am Ind Hyg Assoc J*, 38: 589-602.
- Krantzberg G, Hartig J, Maynard L, Burch K, Ancheta C 1999: Deciding when to intervene. Data Interpretation Tools for Making Sediment Management Decisions Beyond Source Control. Sediment Priority Action Committee –Great Lakes Water Quality Board. <http://www.ijc.org/php/publications/html/sedwkshp/app15.html>
- Krasniuk EP, Ziritskaya LA, Bioko VG, Voitenko GA, & Matokhniuk LA. 1969: Health conditions of vine-growers contacting with fumigants hexachlorobutadiene and polychlorbutan-80. *Vrach. Delo.*7:111-115 (in Russian).
- Lecloux A. 2004: Hexachlorobutadiene – Sources, environmental fate and risk characterization, Science Dossier, Euro Chlor representing the chlor-alkali industry, www.eurochlor.org, 43p
- Lee, C-L, Song H-J, Fang M-D 2000: Concentrations of chlorobenzenes, hexachlorobutadiene and heavy metals in surficial sediments of Kaohsiung coast, Taiwan. *Chemosphere* 41:889–899
- Li, MT, Hao LL, Sheng LX, Xu JB 2008: Identification and degradation characterization of hexachlorobutadiene degrading strain *Serratia marcescens* HL1. *Bioresource Technology* 99(15): 6878–6884.
- Lock EA, Sani Y, Moore RB, Finkelstein MB, Anders MW, Seawright AA.(1996) Bone marrow and renal injury associated with haloalkene cysteine conjugates in calves. *Arch Toxicol.*70(10):607-19.
- Mackay D, Shiu YW, Ma KC, Lee SC. 2006: Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals ,Boca Raton, FL: CRC/Taylor & Francis, 2006 (ISBN 9781566702553)
- MacLeod et al 2007: Model Results for Overall Persistence and Potential for Long Range Transport for the UNECE Convention on Long range Transboundary Air Pollution Protocol on Persistent Organic Substances Candidate Substances. http://www.sust-chem.ethz.ch/docs/UNECE_POP_CandidatesTheTool.pdf
- Matejczyk M, Płaza GA, Nałęcz-Jawecki G, Ulfig K, Markowska-Szczupak A 2011: Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates. *Chemosphere* 87(7):1017–1023.
- Mudroch A, Allan RJ, Joshi SR. 1992: Geochemistry and organic contaminants in the sediments of Great Slave Lake, Northwest Territories, Canada. *Arctic* 45(1):10–19
- Mumma CE, Lawless EW 1975: Survey of industrial processing data. Task I – Hexachlorobenzene and hexachlorobutadiene pollution from chlorocarbon processes. Environmental Protection Agency, Washington 1975. (obtainable from <http://nepis.epa.gov/>)
- Nakagawa Y, Kitahori Y. Cho M. 1998: Effects of hexachloro-1,3-butadiene on renal carcinogenesis in male rats pretreated with N-ethyl-N-hydroxyethylnitrosamine. *Toxicol. Pathol.* 26:361-366.
- Narayan S 2011: Interview, in: Van Den Berg Js (director): Silent Snow. The Netherlands 2011.
- Neuhauser E., Loehr RC, Malecki MR, Milligan DL and Durkin PR 1985: The Toxicity of Selected Organic Chemicals to the Earthworm *Eisenia fetida*, *J. Environ. Qual.* 14(3): 383-388
- NHRMC 2004: National Health and Medical Research Council (2004) Australian Drinking Water Guidelines. National Water Quality Management Strategy. Australian Government. ISBN Print: 186496118X.
- NITE 2006: Incorporated Administrative Agency, National Institute of Technology and Evaluation, Japan, classification accessible via the OECD e-chem portal (http://www.echemportal.org/echemportal/index?pageID=0&request_locale=en, 2012-02-21)

- NITE 2012: Incorporated Administrative Agency, National Institute of Technology and Evaluation, Japan, (<http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>, 2012-02-21)
- NORDIC 1988: Environmental hazard classification of chemicals. Status report from the Joint NORDIC Project, December 19, 1988, Kemikalieinspektionen, Solna.
- Norway 2011: submission of information specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention (<http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>, 2012-01-22)
- OECD, Canadian Categorization Results, 2012: Chemicals, Ecological Categorization Results from the Canadian Domestic substance List. (<http://webnet.oecd.org/CCRWeb/ChemicalDetails.aspx?Key=39f5728f-87ad-442f-bb9a-0139ed06599e&Idx=0>, 2012-02-23)
- Oliver BG, Niimi AJ. 1988: Tophodynamic analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. *Environ Sci Technol* 22: 388-397.
- Oliver BG, 1987: Biouptake of Chlorinated Hydrocarbons from Laboratory Spiked and Field Sediments by Oligochaete Worms. *Environ. Sci. Technol.*, 21, 85-790.
- Palm Cousins A, Brorstrom-Lunden E, Hedlund B, 2011: Prioritizing organic chemicals for long-term air monitoring by using empirical monitoring data—application to data from the Swedish screening program. *Environ. Monit. Assess.* Published on-line 08 September 2011
- Poteryaeva GE. 1966: Effect of hexachlorbutadiene on the offspring of albino rats. *Hyg Sanit (USSR)* 31(1-3):331-335.
- Prytula MT, Pavlostathis SG. 1996: Extraction of sediment-bound chlorinated organic compounds: implication on fate and hazard assessment. *Wat. Sci. Tech.* 33: 247-254.
- Rabovsky (2000) Evidence for the carcinogenicity of hexachlorobutadiene. Final December 2000. Reproductive and Cancer Hazard Assessment Section. Office of Environmental Health Hazard Assessment's. California Environment Protection Agency.
- Rae, I 2012: Comment on the first draft risk profile, April, 2012. <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/Requestsforinformation/RequestsforcommentsbyPOPRC7IWGs/CommentsonHCBd/tabid/2730/Default.aspx>, 2012-06-04
- Reichert D, Neudecker T, Schütz S. 1984: Mutagenicity of hexachlorobutadiene, perchlorobutenoic acid and perchlorobutenoic acid chloride. *Mutat Res.*;137(2-3):89-93.
- Richmann LA, Somers K 2010: Monitoring metal and persistent organic contaminant trends through time using quagga mussels (*Dreissena bugensis*) collected from the Niagara River. *Journal of Great Lakes Research* 36(1):28–36
- Richman LA, Hobson G, Williams DJ, Reiner E 2011: The Niagara River mussel biomonitoring program (*Elliptio complanata*): 1983–2009. *Journal of Great Lakes Research* 37(2):213–225.
- RIVM 2001: Environmental risk limits for hexachlorobenzene and hexachlorobutadiene in water. Using bioaccumulation data to convert biota standards into water risk limits. RIVM letter report 601714015/2011. National Institut for Public Health and the Environment. Netherlands
- RIWA 2004: Trends van Prioritaire Stoffen over de periode 1977–2002 [Trends of priority substances during the period 1977–2002]. Vereniging van Rivierwaterbedrijven (RIWA). 64 pages (in Dutch) ISBN 90-6683-111-1
- Rush GF, Smith JH, Newton JF, Hook JB. 1984: Chemically induced nephrotoxicity: role of metabolic activation. *Crit Rev Toxicol.* 1984;13(2):99-160.
- Saillenfait AM, Bonnet P, Guenier JP. 1989: Inhalation teratology study on hexachloro-1,3-butadiene in rats. *Toxicol. Lett.* 47:235-240.
- Schiffman D, Reichert D, Henschler D. 1984: Induction of morphological transformation and unscheduled DNA synthesis in Syrian hamster embryo fibroblasts by hexachlorobutadiene and its putative metabolite pentachlorobutenoic acid. *Cancer Lett.* 23:297-305.
- Schrenk D, Dekant W. 1989: Covalent binding of hexachlorobutadiene metabolites to renal and hepatic DNA. *Carcinogenesis* 10:1139-1141.
- Schröder HF. 1987: Chlorinated hydrocarbons in biological sewage purification – Fate and difficulties in balancing. *Water Sci. Technol.*, 19: 429-438.
- Schwetz BA., Smith FA, Humiston CG. 1977: Results of a reproduction study in rats fed diets containing hexachlorobutadiene. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 42:387-398.

Solomon KR, Dohmen P, Fairbrother A, Marchand M, McCarty L 2009: Use of (Eco)Toxicity Data as Screening Criteria for the Identification and Classification of PBT/POP Compounds. *Integrated Environmental Assessment and Management*. Vol.5, No. 4, 680-696.

SRC PhysProp Database: The Physical Properties Database of the Syracuse Research Corporation
[<http://www.syrres.com/esc/physprop.htm>; 2012-01-02]

State of California EPA 2012: Office of Environmental Health Hazard Assessment, Safe Drinking Water and Toxic Enforcement Act of 1986, Chemicals known to the State to cause cancer or reproductive toxicity, 3 February 2012.

Stott WT, Watanabe PG 1982: Differentiation of genetic versus epigenetic mechanisms of toxicity and its application to risk assessment. *Drug Metab Rev.* 13(5):853-73.

Swain A, Turton J, Scudamore C L, Pereira I, Viswanathan N, Smyth R, Munday M, McClure F, Gandhi M, Sondh, S. and York, M. 2011: Urinary biomarkers in hexachloro-1:3-butadiene-induced acute kidney injury in the female Hanover Wistar rat; correlation of α -glutathione S-transferase, albumin and kidney injury molecule-1 with histopathology and gene expression. *Journal of Applied Toxicology* 2011 31: 366–377. doi: 10.1002/jat.1624

SYKE 2012: Data bank of Environmental Properties of Chemicals – EnviChem.
(http://www.ymparisto.fi/scripts/Kemrek/Kemrek_uk.asp?Method=MAKECHEMdetailsform&txtChemId=197 , 20120209). Finnish Environment Institute 2012.

Tabak HH, Quave SA, Mashni CI, Barth E. 1981. Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds. *Journal WPCF*, 53, (10), 1503-1518

Taylor KW, Caux PY, Moore DRJ 2003: An Ecological Risk Assessment of Hexachlorobutadiene. *Hum. Ecol. Risk Assess.* Vol.9, No. 2, 511-525.

TGD 2003: Technical Guidance Document on Risk Assessment, Part II, European Commission, Joint Research Centre.

Thailand 2011: submission of information specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention (<http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>, 2012-01-22)

The Netherlands (2012), Annex E submission. Moermond C.T.A. and E.M.J. Verbruggen, Environmental risk limits for hexachlorobenzene and hexachlorobutadiene in water, RIVM letter report 601714015/2011 and personal communication to Annex E submission by Dr. Janssen M.P.M. (2012)

Trevisan A, Cristofori P, Beggio M, Venturini MB, Di Marco L, Zanetti E (2005) Segmentary effects on the renal proximal tubule due to hexachloro-1,3-butadiene in rats: biomarkers related to gender. *J Appl Toxicol.* 2005 Jan-Feb;25(1):13-9.

UNEP 2009: Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) as amended in 2009.

UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4: Van de Plassche E, Schwegler A. 2002: Risk profile hexachlorobutadiene. Royal Haskoning report L00002.A0/R0010/EVDP/TL

URS 2006: Human Health Impact Assessment. Proposed HCB Waste Repackaging Plant Prepared for Orica Australia

US EPA 2000: Draft PBT National Action Plan For Hexachlorobenzene (HCB) for Public Review
<http://www.epa.gov/pbt/pubs/hcbactionplan.pdf>

US EPA 2001: Information obtained from Dr. T. Wayne on HCB, 06-09-2001.

US EPA 2003: Health Effects Support Document for Hexachlorobutadiene, EPA 822-R-03-002, United States Environment Protection Agency.
(http://www.epa.gov/ogwdw/ccl/pdfs/reg_determine1/support_cc1_hexachlorobutadiene_healtheffects.pdf, 2012-01-21)

US EPA 2010: National priority chemicals trends report (2005–2007) Section 4: Trends analyses for specific priority chemicals (2005–2007): Hexachloro-1,3-butadiene (HCB).

US-EPA 2012: Toxic Release Inventory (TRI). Data obtained from online TRI-explorer as of Feb. 9, 2012.
(<http://www.epa.gov/tri/>, 2012-02-23)

US EPA 2012b: Great Lakes Binational Toxics Strategy, Appendix 1, Persistent toxic substances focused on by the Canada-United States strategy for the virtual elimination of persistent toxic substances in the Great Lakes
<http://www.epa.gov/glnpo/p2/bns.html#Appendix%20I>

Van Agteren, M, Keuning S, Jansen DB. 1998: Handbook on biodegradation and biological treatment of hazardous organic compounds. Kluwer Academic Publishers.

- Van der Gon HD, Van het Bolscher M, Visschedijk A, Zandveld P. 2007: Emissions of persistent organic pollutants and eight candidate POPs from UNECE–Europe in 2000, 2010 and 2020 and the emission reduction resulting from the implementation of the UNECE POP protocol. *Atmosph Env* 41:9245–9261
- Van der Honing, M 2007: Exploration of management options for Hexachlorobutadiene (HCBD) Paper for the 6th meeting of the UNECE CLRTAP Task Force on Persistent Organic Pollutants, Vienna, 4-6 June 2007. SenterNovem, The Netherlands, 2007.
<http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/TaskForce/popsxg/2007/6thmeeting/Exploration%20of%20management%20options%20for%20HCBD%20final.doc.pdf>
- Van Wijk D, Chénier R, Henry T, Hernando MD, Schulte C. 2009: Integrated approach to PBT and POP prioritization and risk assessment. *Integr Environ Assess Manag.* 2009 Oct;5(4):697-711.
- Vorkamp K, Riget F, Glasius M, Pecseli M, Lebeuf M, Muir D 2004: Chlorobenzenes, chlorinated pesticides, coplanar chlorobiphenyls and other organochlorine compounds in Greenland biota. *Sci Total Environ.* 2004 Sep 20;331(1-3):157-75
- Vulykh N, Dutchak S, Mantseva E, Shatalov V (2005): EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP protocol on persistent organic pollutants. Meteorological Synthesizing Centre – East 2005.
- Wallace DC 1999: Mitochondrial diseases in man and mouse. *Science* 283(5407):1482-8. Review.
- WCC 2002: Euro Chlor Risk Assessment for the Marine Environment OSPARCOM Region - North Sea: Hexachlorobutadiene.
- WCC 2011: submission of information specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention. <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>
- Webber MD, Wang C 1995: Industrial organic compounds in selected Canadian soils. *Can. J. Soil Sci.* 75 (4): 513–524.
- Werner M, Birner G, Dekant W. 1995: The role of cytochrome P4503A1/2 in the sex-specific sulfoxidation of the hexachlorobutadiene metabolite N-Acetyl-S-(pentachlorobutadienyl)-L-cysteine in rats. *Drug Metab. Dispos.* 23(8):861-868.
- WHO 2004: Hexachlorobutadiene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/101)
- Wild D, Schütz S, Reichert D. 1986: Mutagenicity of the mercapturic acid and other S-containing derivatives of hexachloro-1,3-butadiene. *Carcinogenesis* 7(3):431-4.
- Yang RS. 1988: Hexachloro-1,3-butadiene: toxicology, metabolism, and mechanisms of toxicity. *Rev Environ Contam Toxicol.* 101:121-37.
- Yang RS, Abdo KM, Elwell MR, Levy AC, Brennecke LH. 1989: Subchronic toxicology studies of hexachloro-1,3-butadiene (HCBD) in B6C3F1 mice by dietary incorporation. *J Environ Pathol Toxicol Oncol.* 9(4):323-32.
- Yang RS. 1991: NTP technical report on the toxicity studies of Hexachloro-1,3-butadiene in B6C3F1 Mice (Feed Studies) (CAS No. 87-68-3). *Toxic Rep Ser.* 1:1-22.
- Zoeteman BCJ, Harmsen K, Linders JBHJ, Morra CFH, Slooff W 1980: Persistent organic pollutant in river water and ground water of the Netherlands. *Chemosphere* 9: 231-249.